



GEMEENSCHAPPELIJKE TECHNOLOGISCHE DIENST
OOST-BRABANT

WATERSCHAPPEN
DE AA
DE DOMMEL
DE MAASKANT

FOSFAAT EN EUTROFIERING IN EEN LAAGLANDBEEK

een chemisch en hydrobiologisch onderzoek
naar het effect van defosfatering op
fosfaatgehalte en waterplanten in de Beerze

Drs. F.A. KOUWE

Boxtel, augustus 1982

Inhoud	blz.
Voorwoord	
Inleiding	1
Samenvatting en konklusies	4
Hoofdstuk 1: Het stroomgebied van de Beerze	9
" 2: De hydrologische toestand in de periode 1976-1981	12
" 3: Herkomst eutrofiërende stoffen	15
" 4: Defosfatering op de r.w.z.i. Hapert	20
" 5: Effect van de defosfatering op het oppervlaktewater	23
" 6: Waterplanten	29
" 7: De fosfaathuishouding	47
" 8: De fosfaatbalans	59
" 9: Effect van de defosfatering op de waterkwaliteit	65
Bijlage I : bij hoofdstuk 8	
" II : bij hoofdstuk 9	
Begrippenlijst	
Literatuur	

Voorwoord

Het rapport "Fosfaat en eutrofiëring in een laaglandbeek" is het resultaat van een onderzoek, dat door drs.F.A.Kouwe werd uitgevoerd in opdracht van de beheerskommissie van de Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant, nadat deze dienst reeds een verkennend onderzoek had verricht ter voorbereiding van het onderzoektraject.

Het doel van het onderzoek was in een veldstudie de effecten van defosfatering als direkte beïnvloeding van de waterkwaliteit en van flora en fauna te bestuderen. Om de effecten zichtbaar te maken staan bekende technieken van het chemische en hydrobiologische wateronderzoek ter beschikking.

De resultaten van deze onderzoeken zullen te zijner tijd voor de besturen van de waterschappen De Aa, De Dommel en De Maaskant mede dienen om tot een nadere formulering van het beleid met betrekking tot eventueel te nemen maatregelen op het gebied van het eutrofiëringsvraagstuk te komen.

dr.ir.H.J.Eggink

directeur G.T.D.

Inleiding

Het is een bekend gegeven, dat de aandacht die uitgaat naar het probleem van de eutrofiëring in Nederland zich van oudsher heeft gericht op stagnante of semi-stagnante wateren (meren, plassen, boezemwateren enz.). In dit soort wateren komt eutrofiëring niet tot uitdrukking in een toegenomen groei van hogere waterplanten (makrofyten), maar in een toenemende biomassa van in het water zwevende, mikroskopisch kleine algen (phytoplankton). Door de sterke toename van de algenbiomassa in stagnante wateren neemt de lichtpenetratie af en verdwijnen de hogere waterplanten.

Daar het eutrofiëringsonderzoek zich beperkte tot de door phytoplankton gedomineerde wateren droegen de in de laatste jaren verschenen nota's die het beleid ten aanzien van de bestrijding van de eutrofiëring moesten onderbouwen dan wel uitvoering daar aan geven, alle kenmerken daarvan. Genoemd worden het Rapport van de Stuurgroep fosfaten van de KNCV (Golterman), van de CUWVO (1978), de Fosfatennota (1979), het IMP 1975 - 1979 en het IMP 1980 - 1984.

Kennis over de effecten van eutrofiëring en met name de fosfaateutrofiëring in stromende wateren, zoals laaglandbeken en kleinere rivieren, was niet voorhanden.

Het in stagnante wateren veelvuldig optredende verschijnsel van (langdurige of in sommige gevallen permanente) algenbloei doet zich over het algemeen in beken en riviertjes niet voor. Het stromende watertype wordt daarentegen gekenmerkt door een aanzienlijke ontwikkeling van hogere waterplanten, die vooral vanuit het oogpunt van waterkwantiteitsbeheer als ongewenst wordt ervaren. Het is de relatief korte verblijftijd van het water in beken en riviertjes die de oorzaak is van het achterwege blijven van algenbloei in situaties waarin sprake is van eutrofiëring. De uit onderzoeken in stagnante wateren afgeleide normen ten aanzien van P-gehalte en P-belasting ter bestrijding van de algenontwikkeling, behoeven derhalve geen geldigheid te hebben voor stromende wateren met waterplanten.

Het ontbreken van kennis over eutrofiëring van laaglandbeken en de twijfels over de geldigheid van de fosfaatnorm, waren voor de besturen van de waterschappen De Aa, De Dommel en De Maaskant aanleiding, de Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant te verzoeken te starten met defosfateringsproeven.

Hiermee werd in 1975 een begin gemaakt. Deze eerste proefnemingen hebben ertoe geleid dat in 1977 een zich tot 1981 uitstrekkend chemisch en hydrobiologisch onderzoek op gang werd gebracht.

Om diverse praktische redenen was het noodzakelijk het onderzoek te beperken tot één stroomgebied en één r.w.z.i.: het stroomgebied van de Beerze met de r.w.z.i. Hapert.

Eerste resultaten en inzichten werden in 1979 gepubliceerd in "Waterschapsbelangen" (Kouwe, 1979). In hetzelfde jaar verscheen eveneens een publikatie over de Barneveldse Beek (Steenvoorden en Oosterom, 1979), terwijl daarnaast verdere studies over eutrofiëring in bekengebieden op gang kwamen (Provinciale Waterstaat Utrecht, Zuiveringsschap Veluwe en Zuiveringsschap West-Overijssel). Het zou te ver voeren hier alle publikaties betreffende de eutrofiëring in Nederland van de laatste jaren naar voren te brengen.

De intensieve aandacht voor de eutrofiëring kwam eveneens tot uiting in verschillende studiedagen en symposia. Genoemd kunnen worden de activiteiten van de Unie van Waterschappen (1978), het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (1979) en de Nederlandse Vereniging voor Afvalwaterbehandeling (1981). Deze grote aandacht voor de eutrofiëringsproblematiek heeft ertoe geleid, dat het beleid ten aanzien van de fosfaatverwijdering genuanceerder is geworden. In plaats van de aanvankelijke landelijke aanpak van fosfaatlozingen wordt in het IMP 1980 - 1984 uitgegaan van een regionale aanpak. Hierbij zijn de fosfaatlozingen ingedeeld in drie categorieën. De fosfaatlozingen in het beheersgebied van de GTD vallen onder de categorie 2. Dit zijn de lozingen, waarvan nog niet bekend is wat de bijdrage is aan de eutrofiëring van het ontvangende oppervlaktewater. Tot deze categorie behoort ondermeer het stroomgebied van de Maas.

Eveneens werd een nuancering in de fosfaatnorm aangebracht. In het eerste IMP werd uitgegaan van een na te streven fosfaatnorm van 0,05 mg P/l voor het oppervlaktewater. In het IMP 1980 - 1984 wordt ten aanzien van stromende wateren gesproken over een grenswaarde van 0,3 mg P/l (gemiddeld over zomerhalfjaar). Deze norm wordt als indicatief gezien voor de vermindering van de eutrofiëring van het ontvangende water.

In het onderhavige onderzoek werd het effect van de defosfatering op het fosfaatgehalte, de fosfaatafvoer, de groei van waterplanten en de waterkwaliteit bestudeerd.

Over de aard van dit rapport zij het volgende opgemerkt. De meest belangrijke bevindingen nodig voor het onderbouwen van het beleid ten aanzien van fosfaatverwijdering zijn weergegeven. Hierbij is er niet naar gestreefd een wetenschappelijke verhandeling te schrijven.

Hierdoor is het rapport geworden tot een vereenvoudigde, gekondenseerde weergave van onderzoeksresultaten, aangevuld met literatuurgegevens.

Waar nodig geacht, worden sommige zaken in een aantal bijlagen nader toegelicht. Voor de omschrijving van de in het rapport gehanteerde begrippen is een begrippenlijst opgenomen. Het is de bedoeling dat van het onderzoek een aantal onderwerpen nader zullen worden bewerkt voor publicatie in tijdschriften.

Samenvatting en konklusies

In de periode 1977-1981 werd in het stroomgebied van de Beerze onderzoek verricht naar het effect van defosfatering van afvalwater op de r.w.z.i. Hapert op de fosfaattoestand van deze genormaliseerde laaglandbeek en de groei van waterplanten.

Het is het eerste onderzoek in Nederland waarin op intensieve wijze in een laaglandbeek de eutrofiëring in relatie tot hogere waterplanten en de doeltreffendheid van defosfatering als maatregel ter bestrijding van plantengroei, werd onderzocht. Het onderzoek kan daardoor een belangrijke bijdrage vormen in de kennis van de eutrofiëring. De bevindingen ten aanzien van het waterplantendeel van het onderzoek zijn van dien aard, dat deze als representatief kunnen worden beschouwd voor laaglandbeken in het algemeen.

Ten aanzien van de fosfaattoestand kan dit niet zonder meer zo worden gesteld. Plaatselijke verschillen zoals grootte verhouding r.w.z.i. - beek/rivier, aanwezigheid van geologische storingen en hydrologie zullen aanleiding geven tot verschillende resultaten. Een niet onbelangrijke "nevenuitkomst" van het onderzoek betreft de relatie onderhoud van de beek en de groei van waterplanten. Gebleken is, dat door het enkele malen per jaar verwijderen van de vegetatie (ten behoeve van het waterkwantiteitsbeheer) de groei van bepaalde planten sterk wordt bevorderd. Deze planten - voornamelijk Sterrekroos en Waterpest - geven aanleiding tot aanzienlijk meer biomassavorming dan andere soorten planten, die pas bij minder intensief onderhoud op de voorgrond kunnen treden.

Het onderzoek geeft aanleiding tot de volgende konklusies:

ten aanzien van chemische aspecten:

- fosfaatgehalte: plaatselijk sterke afname, geen afname aan einde stroomgebied (zomerhalfjaar)
- fosfaattransport: aan het einde van het stroomgebied geen afname in zomerhalfjaar, wel afname in winterhalfjaar
- fosfaatverrijking bodem: verminderde neerslag van "fosfaatslib" op de bodem als gevolg van afname in de hoeveelheid geloosde fosfaat.

ten aanzien van waterplanten:

- geen effect op de produktie van waterplanten.

Deze konklusies en de volgende bevindingen,

- het fosfaatgehalte in het water en in de planten in de Beerze en andere wateren, in delen wèl en niet beïnvloed door effluenten van r.w.z.i.'s is in geen enkel opzicht beperkend en ruim voldoende om een optimale plantengroei mogelijk te maken;
- de beekbodem is een zeer belangrijke fosfaatbron voor waterplanten;
- de beekbodem, de samenstelling van de vegetatie, het seizoen en het onderhoud van de watergang zijn primair bepalend voor de gevormde hoeveelheid plantenmateriaal;

leiden tot de konklusie:

Defosfatering draagt als beheersmaatregel niet bij aan vermindering van de groei en produktie van hogere waterplanten in het stroomgebied van de laaglandbeek de Beerze, daar andere factoren dan het fosfaatgehalte van het oppervlaktewater primair bepalend blijken te zijn voor de groei en produktie. of zou het niet kunnen zijn dat door nadevering uit de bodem (lange termijn effect) of door te "weinig" defosfateren geen effecten waarneembaar zijn.

Ten aanzien van de fosfaatbalans wordt gekonkludeerd, dat het niet mogelijk is betrouwbare fosfaatbalansen op te stellen voor de diverse stroomgebieden in Oost-Brabant.

Hierna volgt in grote lijnen een weergave van de inhoud van de verschillende hoofdstukken.

In hoofdstuk 1 wordt een korte beschrijving gegeven van het stroomgebied, waarna in hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de hydrologische toestand gedurende de onderzoeksperiode. De Beerze is als regenbeek voor zijn watervoering primair afhankelijk van de neerslag. In het relatief droge zomerhalfjaar doen zich doorgaans lage afvoeren voor. Het natte winterhalfjaar wordt gekenmerkt door hogere afvoeren: gemiddeld is in het winterhalfjaar de afvoer 2 - 3 maal hoger. Als gevolg van de neerslag afhankelijkheid treden piekafvoeren op. Als gevolg van geologische storingen vindt wegzijging in de bodem plaats.

Het hydrologisch regime van lage afvoer, piekafvoeren en wegzijging bemoeilijkt het opstellen van de fosfaatbalans in hoge mate.

Hoofdstuk 3 behandelt de toevoer van fosfaat door neerslag en grondwater. Gekonkludeerd wordt, dat de neerslag als direkt eutrofiërende bron verwaarloosbaar is. Het grondwater wordt aangemerkt als een potentiële eutrofiëringsbron. Als gevolg van landbouwkundig gebruik van de bodem worden in het grondwater zeer hoge stikstofgehalten gevonden.

Het P-gehalte vertoont een geringe verhoging ten opzichte van grondwater in natuurgebieden. Na defosfatering op de r.w.z.i. is de theoretische P-aanvoer via het grondwater in orde van grootte gelijk aan die van de r.w.z.i. De wijze van defosfatering, de neveneffecten ervan en de samenstelling van het effluent onder omstandigheden van defosfatering komen aan de orde in hoofdstuk 4. Een belangrijk negatief effect is de remming van de nitrifikatie, waardoor het ammoniumgehalte van het effluent toenam. Onder omstandigheden van defosfatering werd het P-gehalte in het afvalwater met 83 - 92% verlaagd. Bij alleen biologische zuivering bedroeg deze afname cirka 35%. Na defosfatering werd in het effluent nog gemiddeld cirka 2 mg P/l gevonden. De defosfatering bleek een duidelijke invloed - zij het echter nogal plaatselijk - te hebben op het fosfaatgehalte van het water in de beek (hoofdstuk 5). Een verlaging van 70 - 80% op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. werd gekonstateerd, resulterend in een gemiddeld totaal fosfaatgehalte van 0,21 - 0,46 mg P/l (zomerhalfjaar). Verder benedenstrooms werd geen invloed gekonstateerd. Als gevolg van de hiervoor reeds vermelde verminderde nitrifikatie werden hogere ammoniumgehalten en lagere nitraatgehalten gemeten in het oppervlaktewater.

In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de effecten van de fosfaatverwijdering op de produktie van waterplanten. Eveneens wordt aandacht besteed aan factoren die bepalend zijn voor de groei en produktie. Gekonkludeerd wordt dat geen effect van de fosfaatverwijdering op de plantengroei kon worden gekonstateerd. Het P-gehalte in een aantal soorten waterplanten gegroeid boven- en benedenstrooms de r.w.z.i. Hapert werd bepaald. Gekonstateerd werd dat in beide situaties het P-gehalte in de planten boven het zogenaamde kritieke gehalte ligt. Voor analoge situaties in andere wateren werd hetzelfde vastgesteld. Dat wil zeggen dat wat fosfaat betreft optimale groei mogelijk is. Hetzelfde geldt voor het P-gehalte van het water boven- en benedenstrooms de r.w.z.i. Hapert. Wat dit gehalte betreft is eveneens de voorwaarde voor optimale plantengroei aanwezig. De hogere P-gehalten benedenstrooms de r.w.z.i. leidden niet tot een evenredig hogere plantenproduktie in vergelijking met bovenstrooms.

De bodem bleek een verhogende invloed te hebben op het P-gehalte in de planten en de plantenproduktie. Zowel met als zonder defosfatering is de aangevoerde hoeveelheid fosfaat (en stikstof) ruimschoots voldoende om de op de proeftrajekten in de beek berekende biomassa te vormen. De samenstelling van de vegetatie bleek van grote invloed te zijn op de gevormde biomassa, terwijl het onderhoud van de beek sterk bepalend bleek te zijn voor de vegetatiesamenstelling.

De fosfaathuishouding wordt behandeld in hoofdstuk 7. De beekbodem speelt een belangrijke rol in de fosfaathuishouding. Als gevolg van wisselingen in stroomsnelheden doet zich zowel het verschijnsel van fosfaatakkumulatie in de bodem als fosfaatafgifte uit de bodem voor. Wegzijging speelt hierbij eveneens een rol. Deze fosfaatdynamiek is van belang voor het opstellen van de fosfaatbalans. Om in beiden beter inzicht te krijgen is de wijze waarop het fosfaattransport wordt gekwantificeerd van grote betekenis gebleken. Uitgegaan moet worden van een relatief hoge bemonsteringsfrequentie. Het (goed) kunnen kwantificeren van P-afvoer tijdens piekafvoeren is van wezenlijk belang gebleken. De defosfatering bleek geen meetbaar effect te hebben op de afgevoerde hoeveelheid P gedurende het zomerhalfjaar. Dit vindt zijn oorzaak in het feit, dat de hoeveelheid P die door defosfatering op de r.w.z.i. achterblijft, onder omstandigheden van alleen biologische zuivering op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. in de bodem terecht komt.

Voor het winterhalfjaar werd als gevolg van defosfatering een reductie in de P-afvoer van circa 40% berekend.

De fosfaatbalans (hoofdstuk 8) geeft een overzicht van het aandeel van de verschillende activiteiten, die vallen onder fosfaataanvoer en -afvoer. Het kwantificeren van het aandeel van ieder van deze activiteiten is een moeilijke materie. Vaak moet op indirecte wijze of door schattingen een benadering worden gemaakt. Twee balansen worden besproken, die verkregen zijn door verschillende uitgangspunten:

	fosfaatbalans A	fosfaatbalans B
toevoer: landbouw	vaste jaarlijkse bijdrage	sluitpost
natuurlijke uitspoeling	vaste jaarlijkse bijdrage	berekend
afvoer: berging bodemslib	sluitpost	geen
waterplanten	vaste jaarlijkse onttrekking	nihil

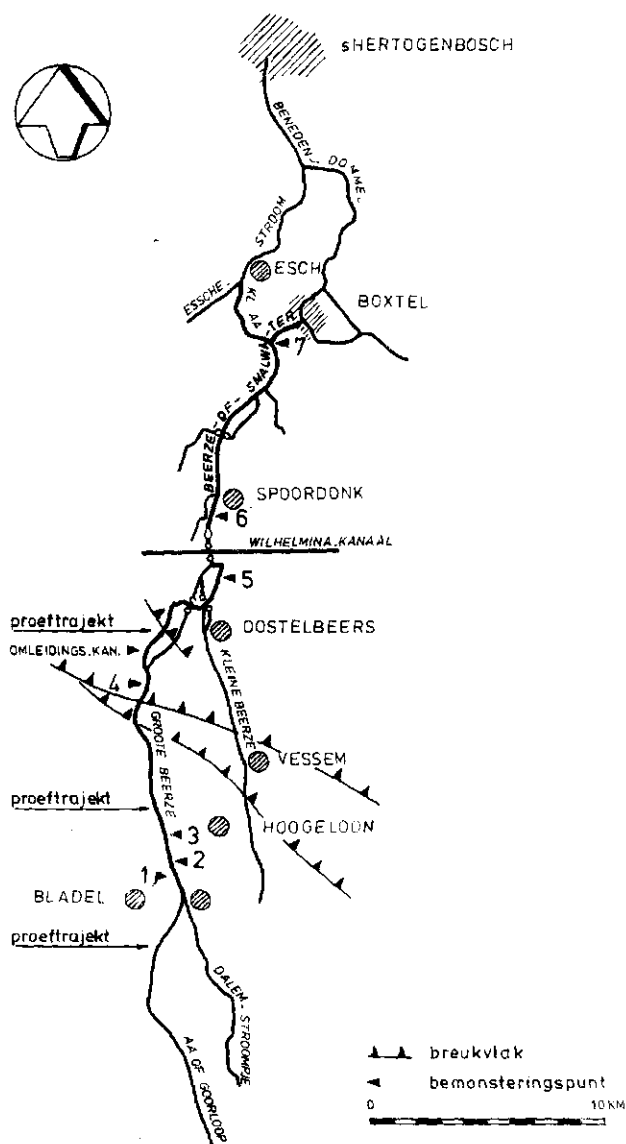
De bijdrage van de r.w.z.i. maakt 55 - 60% uit van de totale fosfaattoevoer en is daarmee de belangrijkste post op de balans. Door defosfatering neemt het aandeel van de r.w.z.i. met ongeveer de helft af. Dit aandeel is daarmee ongeveer even groot als het aandeel van de landbouw. Wanneer aan de afvoerkant van de balans wel een post fosfaatberging in het bodemslib wordt opgenomen dan neemt noodzakelijkerwijs de hoogte van de landbouwbijdrage, aan de toevoerkant als sluitpost opgenomen, toe. In deze situatie betekent dat, dat de hoogte van de landbouwbijdrage in zeer belangrijke mate bepaald wordt door de mate van nauwkeurigheid waarmee de berging in het bodemslib kan worden berekend. Een en ander illustreert de betrekkelijkheid van de fosfaatbalans als beleidsinstrument en de problemen waarmee de opsteller van een balans wordt geconfronteerd.

Daar de hydrologische verschillen tussen zomer- en winterhalfjaar aanzienlijk zijn, wordt gesteld, dat halfjaarbalsen ter bestrijding van eutrofiëring in laaglandbeken zinvoller zijn dan jaarbalansen.

In hoofdstuk 9 komen enkele waterkwaliteits-aspekten ter sprake. Uit het waterkwaliteitsonderzoek blijkt, dat de defosfatering een gunstige invloed had op de diatomeeëngemeenschap en de biologische waterkwaliteit. Als gevolg van hogere ammoniumgehalten in het effluent, is de invloed van de fosfaatverwijdering op de chemische waterkwaliteit licht negatief te noemen.

De Beerze ontstaat als Groote Beerze door samenvloeiing van de Aa of Goorloop en het Dalemstroompje, waarvan de eerste qua waterafvoer het belangrijkste is (figuur 1.2). De Aa of Goorloop ontspringt in België op de Riebosserheide. Na samenvloeiing met de Kleine Beerze nabij Oostelbeers, verandert de naam in Beerze of Smalwater.

figuur 1.2 stroomgebied van de Beerze met ligging breukvlakken
bemonsteringspunten : proeftrajekten onderzoek waterplanten



Nabij Bortel splitst het riviertje zich in Kleine Aa of Dommeltje en Smalwater. De eerste komt uit in de Essche Stroom, terwijl de laatste uitmondt in de Dommel. Het Smalwater is een der oudste gegraven kunstwerken, heette in vroeger tijden de Molengraaf en moet volgens archiefgegevens al in de 14e eeuw hebben bestaan.

De huidige situatie is dat het merendeel van de beek in de afgelopen decennia ten behoeve van ontwateringsdoeleinden werd genormaliseerd. Bepaalde delen behielden een min of meer natuurlijke staat: de bovenloop van de Aa of Goorloop, de Kleine en Groote Beerze ter hoogte van Oost-West- en Middelbeers (door de aanleg van een omleidingskanaal) en in de natuurgebieden de Heilige Eik en de Kampina. Het grootste deel van de grond is in cultuur gebracht (intensieve landbouw). De waterafvoer van de Beerze en haar zijtakken wordt door klimatologische en geologische factoren bepaald. De Beerze is geen bronbeek, maar een regenbeek. Daardoor is de neerslag die als ondiep grondwater afstroomt naar de beek, primair bepalend voor de waterafvoer. Dit in tegenstelling tot een bronbeek, die een min of meer konstante voeding heeft vanuit het diepe grondwater. Door de afhankelijkheid van de neerslag doen zich in droge perioden - voornamelijk in de zomer - lage tot zeer lage afvoeren voor. De winter wordt daarentegen gekenmerkt door relatief hoge afvoeren. (figuur 2.1) Wat betreft de invloed van geologische factoren op de waterafvoeren is het voorkomen van storingen in de ondergrond van belang. Hierover kan in het kort het volgende worden opgemerkt.

Het stroomgebied van de Dommel is gelegen in een gebied, dat geologisch bekend staat als de Centrale Slenk. Deze slenk - een verzakking in de bodem die werd "opgevuld" met zand - wordt begrensd door breuken.

In het oosten is dat de Peelrandbreuk en in het westen de zogenaamde Heerlerheide-storing en de Feldebiss. Deze laatste twee zijn voor het onderhavige onderzoek van belang, omdat ze het stroomgebied van de Beerze doorsnijden en de waterafvoer beïnvloeden. De ligging van deze storingen in de ondergrond zijn in figuur 1.2 globaal aangegeven. De invloed van deze geologische verschijnselen komt tot uitdrukking in zowel kwel als wegzijging van water. Vooral wegzijging treedt in sterke mate naar voren (Bon, 1975). Zo treedt in de qua afwaterend oppervlak belangrijkste zijtak van de Beerze - de Kleine Beerze, 5.500 ha - op diverse plaatsen aanzienlijke wegzijging op. In de zomermaanden, wanneer er sprake is van een neerslagtekort, komen dan ook perioden voor, dat de Kleine Beerze geen afvoer heeft. In de Groote Beerze, de bovenlopen en zijlopen doet zich waarschijnlijk zowel wegzijging als kwel voor.

Deze verschijnselen beïnvloeden zowel de water - als stoffenbalans van de beek. Met name voor de fosfaatbalans is dit van groot belang.

2. De hydrologische toestand in de periode 1976-1981

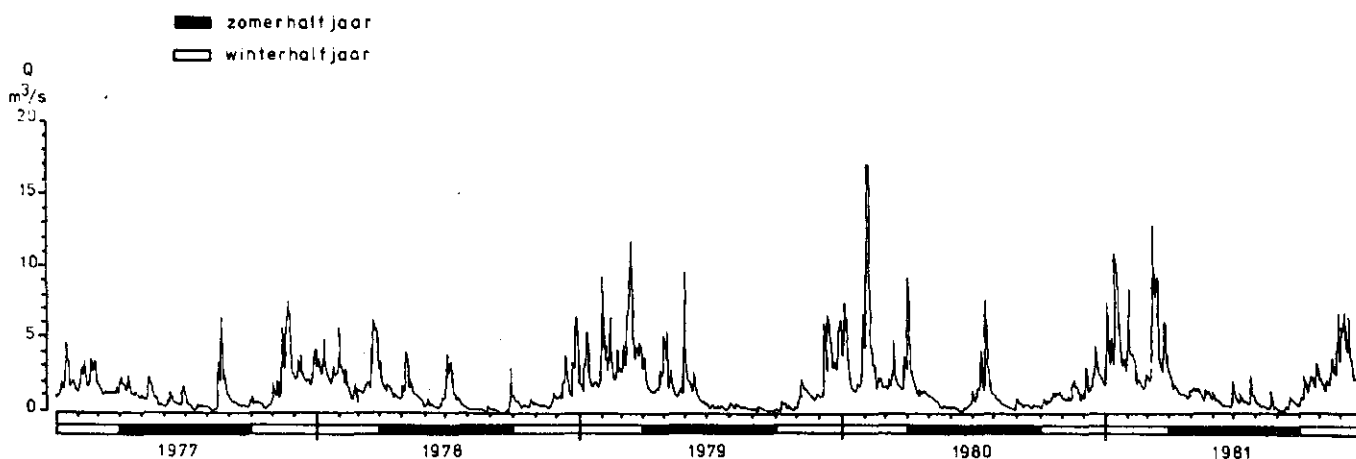
Het zeer droge jaar 1976 met zijn extreem lage grondwaterstanden had in aanzienlijke mate invloed op de waterafvoer van de Beerze in 1977. In mindere mate was deze invloed nog merkbaar in 1978. In de jaren van onderzoek kwamen zowel in het winter- als zomerhalfjaar perioden van hoog water voor. Deze gingen gepaard met sterk verhoogde afvoeren.

In het voorgaande hoofdstuk werd reeds gewezen op de in het gebied voorkomende breukvlakken. Dientengevolge wordt de waterafvoer van de Kleine Beerze in ernstige mate bepaald door wegzijging. Hierdoor wordt gedurende het zomerhalfjaar over langere perioden geen water afgevoerd naar de Groote Beerze.

Op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. trad in de Groote Beerze eveneens wegzijging op. Dit verschijnsel is van belang, omdat wegzijging in betekenende mate de water-, maar ook de stoffenbalans van de beek beïnvloedt, met als voorbeeld de fosfaathuishouding.

De afvoer uit het bovenstroomse gebied, ter plaatse van het lozingspunt van de r.w.z.i. is niet groot. Dit heeft tot gevolg, dat het effluent een belangrijke bijdrage heeft in de afvoer. De verhouding van de gemiddelde zomerhalfjaarwaarden tussen afvoer Beerze en aanvoer effluent bedraagt circa 3.

figuur 2.1 verloop van daggemiddelde waterafvoer (Q) van Beerze, 1977-1981
meetpunt 7



Qua waterafvoer onderscheidten de jaren 1977 en 1978 zich duidelijk van de periode 1979-1981 (figuur 2.1). Oorzaak hiervan moet wel zijn het extreem droge jaar 1976 en de daaraan voorafgaande relatief

droge perioden. Blijkens grondwaterstandsmetingen van T.N.O. was einde maart 1979 het sterk verlaagde grondwaterpeil uit 1977 weer op het niveau van maart 1975. Gekonkludeerd moet worden, dat een groot deel van de neerslag in deze periode in de bodem werd geborgen en niet tot afvoer kwam. Vanaf 1979 was er weer sprake van een normale situatie.

De Beerze is een typische regenbeek. De steil oplopende afvoerpieken die in figuur 2.1 opvallen zijn dan ook over het algemeen het direkte gevolg geweest van veel neerslag. In het winterhalfjaar deden zich afvoerpieken voor mede als gevolg van dooi na sneeuwval. De gemiddelde waterafvoer gedurende het winterhalfjaar is ongeveer 2 - 3 maal zo hoog als in het zomerhalfjaar (tabel 2.1).

tabel 2-1

Gemiddelde waterafvoer van de Beerze. Periode 1976 - 1981. Meetpunt 7.

periode	waterafvoer (m ³ /sec)					
	1976	1977	1978	1979	1980	1981
hele jaar	0,71	1,47	1,45	2,11	1,88	2,21
winterhalfjaar	-	1,13	2,38	2,67	2,64	2,95
zomerhalfjaar	-	0,96	0,96	1,38	1,23	0,91

De hoogste gemiddelde dagafvoer voor het winterhalfjaar en zomerhalfjaar werd geregistreerd in respektievelijk februari 1980 (17 m³/sec) en juni 1979 (10 m³/sec).

Met behulp van de meetgegevens werd door berekening ook inzicht verkregen in de mate van waterafvoer in samenhang tot wegzijging. De gemiddelde jaarafvoer uit het gebied van de Beerze waar wegzijging plaatsvindt was cirka 40% lager dan uit het gebied bovenstrooms de r.w.z.i.: respektievelijk 0,046 l/sec.ha en 0,074 l/sec.ha. In relatief droge perioden met gelijkmatige afvoer was dit verschil nog groter en deden zich situaties voor van "negatieve afvoer" (tabel 2.2).

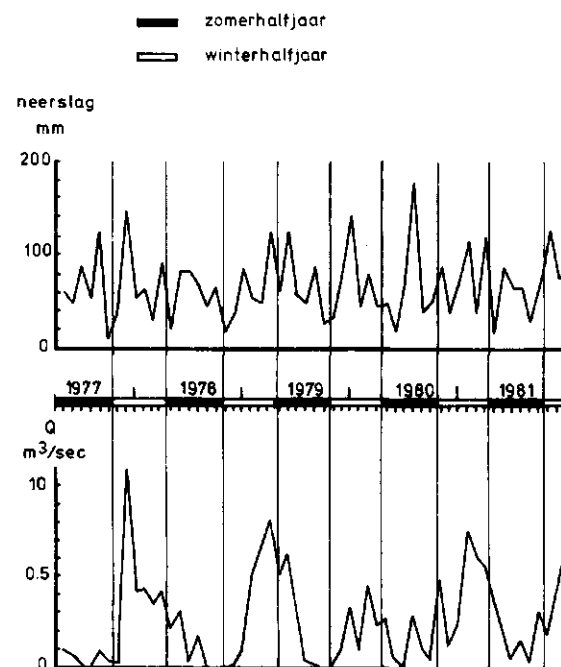
tabel 2-2

Gemiddelde waterafvoer op meetpunt 1 en tussen meetpunt 1 en 4.

jaar	maand	waterafvoer (l/sec.ha)		aantal metingen	
		meetpunt 1	meetpunt 1-4	totaal	negatieve afvoer
1977	september	0,026	0,007	19	4
1977	oktober	0,031	0,003	16	3
1978	november	0,040	0,003	12	3
1979	oktober	0,030	-0,001	19	9
1980	juni	0,026	-0,008	17	11
grootte stroom- gebied (ha)		5400	4000		

Wegzijing van water leidde in de Kleine Beerze tot situaties dat gedurende droge perioden geen waterafvoer plaats vond naar de Groote Beerze (figuur 2.2).

figuur 2.2 maandgemiddelde waterafvoer Kleine beerze en maandneerslag 1977-1981



Gebleken is, dat in dit onderzoek de piekafvoeren en wegzijing van groot belang zijn, met name voor het opstellen van de fosfaat-balans. Bij piekafvoeren treden aanzienlijke transporten van fosfaat op; wegzijing heeft tot gevolg dat stoffen aan de balans worden onttrokken. Deze factoren bemoeilijken het opstellen van een fosfaat-balans.

3. Herkomst eutrofiërende stoffen

3.1. Inleiding.

De volgende bronnen kunnen worden aangemerkt voor de herkomst van eutrofiërende stoffen:

- regenwater
- grondwater
- ongezuiverde lozingen
- effluent van de r.w.z.i. Hapert
- landbouw

Voor het opstellen van een fosfaatbalans is het kennen van deze bronnen noodzakelijk. Dit hoofdstuk handelt over regen- en grondwater. De overige bronnen zullen elders ter sprake komen.

De neerslag is drager van ondermeer fosfaat en stikstofverbindingen. De chemische samenstelling van het regenwater is in de bodem onderhevig aan veranderingen. Dit is het gevolg van de samenstelling van de bodem en de zich daarin afspelende processen. Daar de Beerze voornamelijk wordt gevoed door grondwater is het noodzakelijk dit als mogelijke eutrofiërende bron nader te bestuderen. In verband met de samenhang grondwater-neerslag dient ook deze laatste in beschouwing te worden genomen. Om de relatieve betekenis van deze bronnen te bepalen wordt de belasting ervan voor het oppervlaktewater vergeleken met die van het effluent van de r.w.z.i.

3.2. Regenwater.

Gekonstateerd wordt dat de neerslag als direkte belasting van de Beerze verwaarloosbaar is.

Met behulp van de gegevens van het KNMI/RIV over de samenstelling van de neerslag (tabel 3.2.1) en het geschatte wateroppervlak (cirka 30 ha) wordt berekend dat de P- en N-belasting van de beek gemiddeld per jaar respectievelijk cirka 3 kg P en cirka 50 kg N bedroeg (als orthofosfaat en totaal anorganische stikstof).

De invloed van de r.w.z.i. Hapert is vele malen groter; in 1980 bedroeg onder omstandigheden van desfosfatering de orthofosfaatbelasting cirka 8.000 kg P en 120.000 kg aan anorganische N-belasting per jaar.

tabel 3.2-1

Samenstelling en pH van de neerslag te Eindhoven
in 1978 t/m 1980
gehalten in mg/l.

jaar	pH	SO ₄	Cl	NO ₃ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P
1978	4,2	8,4	2,9	0,8	1,6	0,01
1979	4,1	3,1	2,2	0,9	1,2	0,02
1980	4,2	6,1	2,5	0,7	1,0	0,01

Het indirecte aandeel van de neerslag in de eutrofiëring van het oppervlaktewater via de bodem (grondwater) is van ondergeschikt belang. Dit blijkt uit de vergelijking van de samenstelling neerslag en grondwater (zie 3.3). Uit deze vergelijking blijkt, dat het P-gehalte van het regenwater beduidend onder het niveau van het gehalte in grondwater ligt.

3.3. Grondwater

Belasting met stoffen van het grondwater kan alleen plaatsvinden als deze in water oplossen (niet aan gronddelen gebonden blijven) en naar het grondwater worden getransporteerd (mobiel worden). Voor de mobiliteit van met name P- en N-verbindingen in de bodem zijn een aantal factoren bepalend. In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat anorganische fosfaten een zeer beperkte mobiliteit hebben. Organische P-verbindingen zijn echter wel mobiel. Van de stikstofverbindingen is de nitraatvorm zeer goed uitspoelbaar, de ammoniumvorm veel minder.

Samenstelling van het grondwater langs de Beerze.

Op een dertiental plaatsen in agrarisch- en weidegebied werd gedurende twee jaar onderzoek verricht naar de samenstelling van het oppervlakkige grondwater langs de Beerze (tabel 3.3-1).

Als de samenstelling wordt vergeleken met de gehalten die worden aangetroffen in zoveel mogelijk ongestoorde gebieden (natuurgebieden), dan blijkt dat het grondwater langs de Beerze duidelijk verhoogde gehalten aan nitraat en ammonium heeft. Voor fosfaat werd een geringe verhoging gekonstateerd.

tabel 3.3-1

Samenstelling en pH van het oppervlakkig grondwater langs de Beerze, in 2 natuurgebieden en dat in natuurgebieden op zandgrond.
gehalten in mg/l.

	gemiddelde	spreiding	twee natuurgebieden langs de Beerze	natuurgebied op zandgrond *
P-totaal	0,12	0,02 - 0,48	0,07	0,08
PO ₄ -P	0,07	0 - 0,21	0,05	0,05
(NO ₂ + NO ₃)-N	18,1	0,06 - 281	1,0	0,3
NH ₄ - N	2,9	0,1 - 18	0,3	0,6
Cl	62	5 - 469	38	12
Ca	120	11 - 466	-	-
Fe	39	0,1 - 287	-	-
pH	4,8	3,6 - 7,4	-	-

* volgens Oosterom en Steenvoorden, 1974

Deze verschillen in verhoging zijn het gevolg van de hiervoor reeds genoemde verschillen in mobiliteit. Fosfaat, dat in anorganische vorm zeer weinig mobiel is, wordt in relatief grote hoeveelheden aan bodemmateriaal gefixeerd.

Verschillende praktijkonderzoeken (de Haan, 1972; Beek, 1977) hebben dit aangetoond. Recent onderzoek door de Landbouwhogeschool heeft echter uitgewezen, dat op die plaatsen waar het bemestingsniveau te hoog ligt, op korte termijn het fosfaatbindend vermogen van de bodem verzadigd zal zijn. Het gevolg hiervan is een toenemende fosfaatuitspoeling c.q. fosfaatbelasting van het oppervlaktewater.

Aan de hand van de gehalten van stoffen in het grondwater en het neerslagoverschot (=neerslag minus verdamping) kan de P- en N-belasting van de beek worden berekend en vergeleken met de belasting door de r.w.z.i. (tabel 3.3.2). In feite is dit een theoretische benadering, omdat aangenomen wordt dat het berekende neerslagoverschot via de bodem geheel tot afvoer komt in de beek.

Tevens wordt voorbij gegaan aan processen in de beekbodem zoals fosfaatfixatie (in het zuurstofrijke toplaagje) en stikstofverwijdering (in zuurstofloze diepere lagen).

tabel 3.3-2

Waterafvoer afgevoerde hoeveelheid totaalfosfaat en stikstof (als som van nitriet, nitraat en ammonium) afkomstig van grondwater en r.w.z.i. Hapert.
periode 1977 t/m 1980.

	r.w.z.i. Hapert				grondwater			
	1977	1978	1979	1980	1977	1978	1979	1980
waterafvoer (x 10 ⁶ m ³)	2,33	3,40	4,22	4,31	66,5	65,8	75,4	54,2
hoeveelheid P (ton)	23	16	15	9	8	8	9	6,5
hoeveelheid N (ton)	72	120	110	120	1400	1400	1600	1150

Na defosfatering is, zo blijkt uit de tabel, de P-belasting door de r.w.z.i. in orde van grootte gelijk aan de theoretische P-belasting via het grondwater. Wanneer rekening wordt gehouden met fosfaatfixatie in de beekbodem, is de fosfaatbelasting door de r.w.z.i. na defosfatering aanzienlijk groter dan de direkte bijdrage via het grondwater.

Het in de bodem vastgelegde fosfaat zal echter wel invloed hebben op de P-huishouding. Bij hoge afvoeren wordt dit fosfaat door opwoeling van het bodemmateriaal tot afvoer gebracht (hoofdstuk 7). Tevens is er sprake van invloed op de ontwikkeling van waterplanten (hoofdstuk 6).

De theoretische N-belasting via het grondwater is aanzienlijk groter dan door de r.w.z.i. De werkelijke N-belasting zal als gevolg van denitrifikatie veel lager zijn (Edwards en Rolley, 1965; Kessel, 1976; Brezonik, 1977).

Op grond van ondermeer literatuur mag worden aangenomen dat een N-verwijderingspercentage van circa 50% mogelijk is.

Dan nog moet gekonkludeerd worden, dat de N-belasting door het grondwater beduidend hoger is dan door de r.w.z.i.

Op grond van de gegevens en beschouwingen in dit hoofdstuk kan worden gekonkludeerd:

- neerslag als direkt eutrofiërende bron is verwaarloosbaar;
- grondwater is een (potentiële) eutrofiëringsbron, hetgeen voornamelijk wordt veroorzaakt door het hoge gehalte aan anorganische stikstof als gevolg van het landbouwkundig gebruik van de bodem.

4. Defosfatering op de r.w.z.i. Hapert

4.1. Inleiding

In de inleiding werd reeds vermeld, dat in het kader van dit onderzoek geen uitgebreid defosfaterings-eutrofiëringsonderzoek kon worden gestart.

Het onderzoek werd beperkt tot de r.w.z.i. Hapert en het stroomgebied van de Beerze, waarbij de aandacht voornamelijk werd gekoncentreerd op de effecten in het oppervlaktewater. Zijdelings werd enige aandacht geschonken aan zuiveringstechnische aspecten, waarvan in dit hoofdstuk kort melding zal worden gemaakt.

Ingegaan wordt op de methodiek van defosfatering en de samenstelling van het effluent na biologische zuivering dan wel na biologische zuivering en defosfatering.

De rioolwaterzuiveringsinrichting Hapert is van het type oxidatiesloot. De ontwerp zuiveringskapaciteit bedraagt 45.000 i.e. De belasting bedraagt thans circa 40.000 i.e. Bij droog weer en bij regen worden respectievelijk circa 550 en maximaal circa 1.600 m³ afvalwater per uur verwerkt.

Het jaargemiddelde van de dagelijks verwerkte hoeveelheid afvalwater bedroeg in het eerste jaar van onderzoek circa 7.500 m³. Thans is dat circa 11.000 m³.

Gedurende het onderzoek in de Beerze werd in de jaren 1978, 1979 en 1980 gedefosfateerd, terwijl in de jaren 1977 en 1981 (gedeeltelijk) de Beerze werd belast met een effluent na alleen biologische zuivering.

4.2. De defosfatering

Defosfatering wordt bereikt door toevoeging van een ijzerzout of een aluminiumverbinding. Het fosfaat wordt als neerslag (fosfaatslib) aan het ijzer of aluminium door bezinking uit het water onttrokken.

Op de r.w.z.i. was daartoe een opslagtank voor de ijzer- of aluminiumverbindingen gebouwd. In het algemeen werd afvalbeitszuur (voornamelijk ferrosulfaathoudend beitszuur) toegepast, dat vanuit de opslagtank met een regelbare pomp naar de doseerinrichting werd gepompt.

De doseerinrichting bevindt zich boven het oxidatiecircuit.

De defosfatering geschiedde volgens de simultane methode. Dat wil zeggen dat de oxidatieve behandeling van het afvalwater en de defosfatering naast elkaar plaatsvinden in dezelfde ruimte. Op andere methodieken van defosfatering wordt hier niet ingegaan.

4.3. Neveneffekten van desfosfatering en samenstelling effluent.

Naast een gunstig aspekt - de onttrekking van fosfaat - heeft defosfatering ook enkele negatieve nevenaspekten, te weten:

- extra slibproduktie
- belasting van het effluent met zouten
- remming van het nitrifikatieproces.

De extra slibproduktie bij defosfatering in Hapert bedroeg cirka 40% en steeg van cirka 30 g droge stof/i.e. naar cirka 40 g droge stof/i.e.

De andere nevenaspekten komen in de samenstelling van het effluent naar voren (tabel 4.3-1).

tabel 4.3-1

r.w.z.i. Hapert; samenstelling effluent (mg/l) zomerhalfjaargemiddelde

	1977	1978	1979	1980	1981 *
P-totaal	13,3	3,8	1,6	2,0	8,7
NH ₄ -N	4,6	8,7	10,3	12,3	9,5
(NO ₂ +NO ₃)-N	25,6	26,2	12,5	12,5	12,9
Fe-totaal	0,4	1,1	1,2	0,9	0,6
SO ₄	-	-	109	113	57
Ca	63	42	45	50	33
pH	6,9	6,1	6,8	6,8	6,9
defosfatering	geen	wel	wel	wel	geen

* vanaf 10 mei geen defosfatering

Bij alleen biologische zuivering bedroeg de fosfaatverwijdering cirka 35% (1977); en varieerde in de loop van drie jaar bij biologische zuivering en defosfatering van 83-92%. Na defosfatering bedroeg het gemiddelde P-gehalte (zomerhalfjaar) van het effluent nog cirka 2 mg P/l.

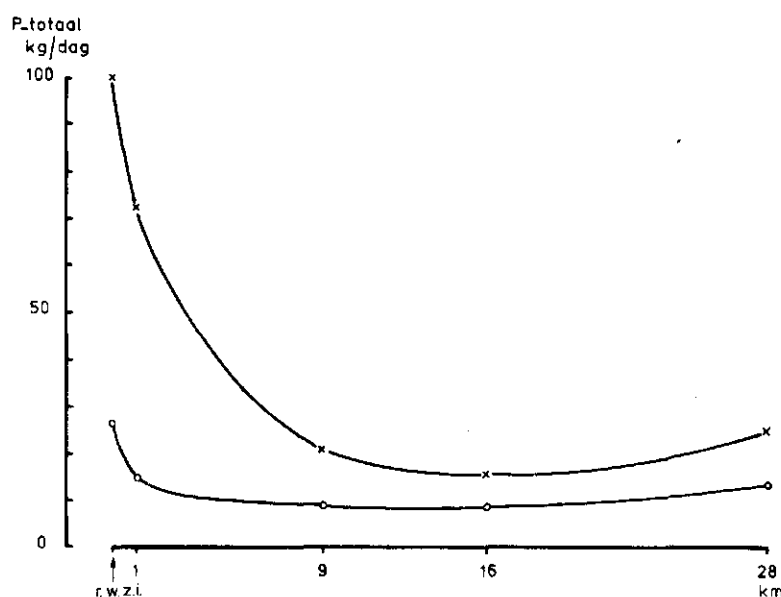
Duidelijk werd geconstateerd, dat bij toediening van ijzer- of aluminiumzouten het gehalte aan nitraat in het effluent terugliep, terwijl daarnaast na 1977 het ammoniumgehalte toenam. Om te lage pH-waarden als gevolg van de toevoeging van de beitszuren te vermijden, werd dagelijks circa 100 kg kalk (Ca) gedoseerd. Aangenomen moet worden, dat het grootste deel van de kalk met sulfaat en ook als fosfaat is neergeslagen.

Naast een duidelijke toename in het ijzergehalte wordt een verdubbeling van het SO_4 -gehalte gemeten. Gezien het in de beek aanwezige sulfaatgehalte en de optredende verdunning is dit aanvaardbaar (zie hoofdstuk 5). In kortstondige perioden waarin aluminiumchloride werd toegepast, werd een zelfde stijging van het chloridegehalte geconstateerd.

Uit de gemiddeld aangevoerde hoeveelheid afvalwater en de P-koncentratie is te berekenen met hoeveel fosfaat de beek in de verschillende perioden van onderzoek werd belast.

figuur 4.1 gemiddelde afvoer totaalfosfaat in Beerze
bij niet en wel defosfateren

x — x zomerhalfjaar 1977
o — o " 1978



Bij alleen biologische zuivering bedroeg deze belasting op jaarbasis circa 60 kg P/dag (1977); bij biologische zuivering en simultane defosfatering werd gemiddeld per dag circa 25 kg P afgevoerd (1980: eveneens op jaarbasis).

Het effect van de defosfatering op de totale fosfaathoeveelheden in de beek komt goed tot uitdrukking in figuur 4.1. Hier zal in hoofdstuk 7 nog nader op worden ingegaan.

5. Effekt van de defosfatering op het oppervlaktewater

5.1. Inleiding

Hiervoor werd ingegaan op de effecten van de defosfatering op de gehalten van fosfaat en enkele andere stoffen in het effluent van de r.w.z.i.

In dit hoofdstuk wordt aandacht geschonken aan de effecten in het oppervlaktewater. De gegevens zijn opgenomen in tabel 5.1-1 (pagina 28) en hebben betrekking op het zomerhalfjaar.

Defosfatering bleek een duidelijke invloed te hebben op het fosfaatgehalte in de beek. Op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. werd een aanzienlijke verlaging gekonstateerd: cirka 70-80%. Verder benedenstrooms werd echter geen invloed gekonstateerd. Het ammoniumgehalte van het effluent was als gevolg van de defosfatering aanzienlijk verhoogd. Dit resulteerde tot cirka negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. in duidelijk hogere $\text{NH}_4\text{-N}$ gehalten in de beek.

Een hieraan gekoppeld effect is het lagere nitriet- en nitraatgehalte van het effluent, waardoor het gehalte in de beek minder werd verhoogd dan bij alleen biologische zuivering.

Door het gebruik van ijzerhoudend beitszuur bij de defosfatering werd het Fe-gehalte benedenstrooms de r.w.z.i. in de jaren met fosfaatverwijdering hoger gevonden.

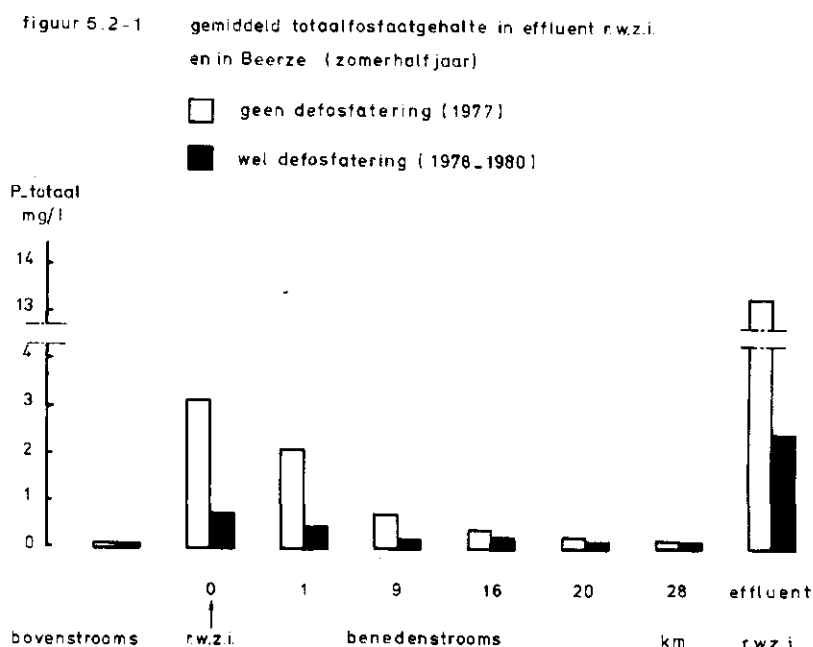
5.2. Fosfaat

De Beerze bovenstrooms de r.w.z.i. is een beek met een relatief laag P-gehalte: gemiddeld 0,07 mg P/l als totaalfosfaat (figuur 5.2-1 en tabel 5.1.-1).

Dit gehalte komt qua orde van grootte overeen met het gemiddelde gehalte aan totaalfosfaat in het grondwater: 0,12 mg P/l.

Door lozing van het niet gedefosfateerde effluent treedt een sterke eutrofiëring op, die door defosfatering aanzienlijk wordt teruggedrongen. Het berekende P-gehalte op het lozingspunt bedroeg zonder en met defosfatering respektievelijk cirka 3 mg P/l en 0,7 mg P/l.

Gekonstateerd wordt dat op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. het P-gehalte van het oppervlaktewater in beide situaties sterk afneemt: cirka 75%. Deze afname wordt veroorzaakt door een "natuurlijke defosfatering" waarbij het fosfaat met uit het grondwater afkomstig ijzer neerslaat op de beekbodem (hoofdstuk 7). Vooral bij lage afvoeren doet zich dit neerslagverschijnsel voor. Het gekonstateerde proces van wegzijging zal

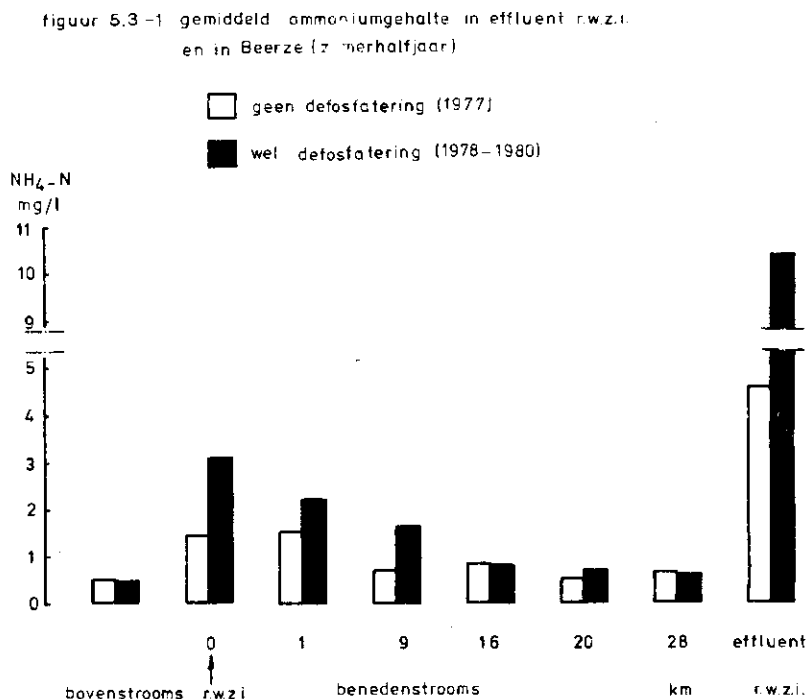


eveneens een zekere invloed hebben op het fosfaattransport naar de bodem. Duidelijk is dat door de defosfatering een aanzienlijke vermindering plaatsvindt in de vorming van fosfaatslib op de beekbodem. Figuur 4.1 in hoofdstuk 4 brengt dit in kwantitatieve zin in beeld. Bij hoge afvoeren komt het als slib weer in beweging (hoofdstuk 7). Gedurende de periode van defosfatering bedroeg het gemiddelde gehalte van totaalfosfaat op voornoemd traject benedenstrooms de r.w.z.i. 0,21 - 0,46 mg P/l. Het door waterplanten direct opneembare deel hiervan - het orthofosfaat - bedroeg 0,09 - 0,26 mg P/l. In hoofdstuk 6 zal op de relatie plantengroei-fosfaat nader worden ingegaan.

Het effect van de defosfatering kwam niet meer tot uitdrukking in de gemeten P-gehalten op het laatste meetpunt: met defosfatering gemiddeld 0,16 mg P/l en zonder defosfatering cirka 0,2 mg P/l (ortho-fosfaat respectievelijk 0,08 mg P/l en 0,14 mg P/l).

5.3. Ammonium

In tegenstelling tot fosfaat was het ammoniumgehalte op het lozingspunt in de periode van defosfatering beduidend hoger dan zonder defosfatering (zie figuur 5.3-1 en tabel 5.1-1).



In hoofdstuk 4 werd reeds gewezen op het verhoogde $\text{NH}_4\text{-N}$ gehalte van het effluent als gevolg van verminderde nitrifikatie door de defosfatering. Onder omstandigheden van defosfatering wordt in de Beerze tot circa 9 km benedenstrooms een duidelijk verhoogd ammoniumgehalte geconstateerd.

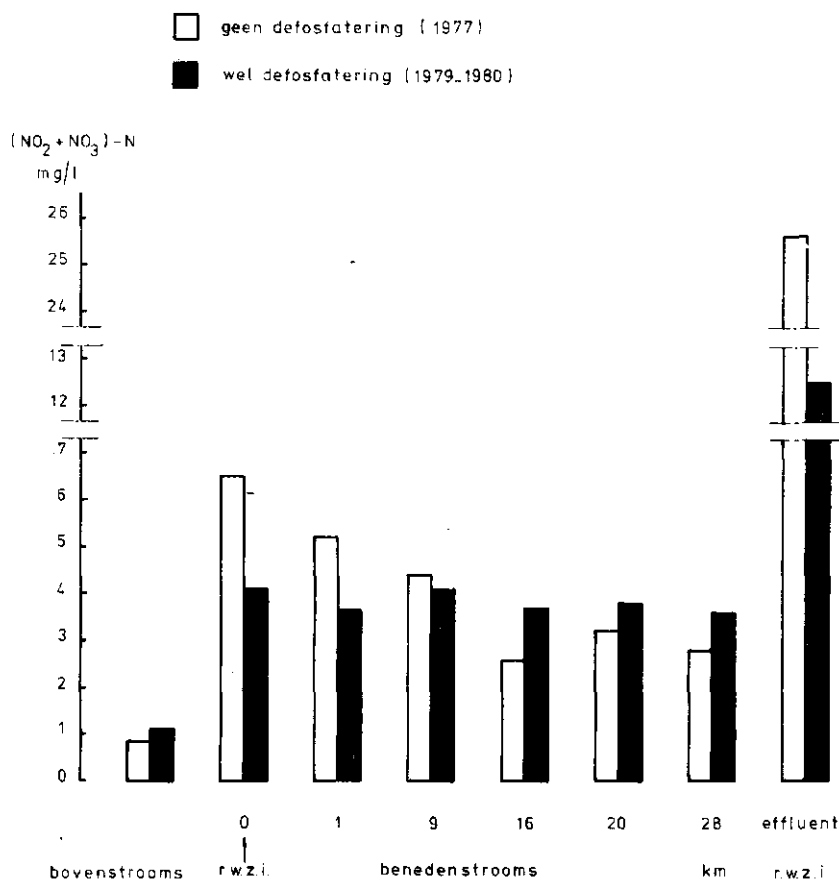
Als bij defosfatering de verslechterde N-omzetting niet kan worden vermeden, moet de toegenomen hoeveelheid met het effluent geloosde ammonium duidelijk als een negatieve faktor worden aangemerkt.

5.4. Nitriet en nitraat

De Beerze bovenstrooms de r.w.z.i. wordt gekenmerkt door relatief laag N-gehalte aan nitriet + nitraat. Door het effluent van de r.w.z.i. neemt dit gehalte sterk toe (figuur 5.4-1, tabel 5.1-1).

Deze verhoging wordt gekonstateerd zowel in de situatie met alleen biologische zuivering als in de situatie met biologische zuivering en defosfatering. In het laatste geval was het gehalte van het effluent cirka 50% lager als gevolg van een verminderde nitrifikatie tijdens het zuiveringsproces.

figuur 5.4-1 gemiddeld gehalte van nitriet+nitraat in effluent rwzi en Beerze (zomerhalfjaar)



Hierdoor werd eveneens het gehalte in de beek ten opzichte van bovenstrooms in aanzienlijke mate minder verhoogd. Zoals de gegevens duidelijk laten zien was hier sprake van slechts een plaatselijk effect. Verder benedenstrooms leidt het verlaagde gehalte in het effluent niet tot lagere gehalten in de beek. Hier wordt in beide situaties een soort van evenwichtskoncentratie bereikt, die voornamelijk wordt bepaald door twee processen. Enerzijds de toetreding van nitraat via het N-rijke grondwater en anderzijds de denitrifikatie in de beekbodem (hoofdstuk 3).

5.5. Overige parameters

Ten aanzien van de overige parameters kan in het kort het volgende worden opgemerkt (tabel 5.1.-1).

Sulfaat:

als gevolg van het verhoogde sulfaatgehalte in het effluent door de defosfatering lag het berekende sulfaatgehalte op het lozingspunt circa 10% hoger dan bovenstrooms de r.w.z.i. Verder benedenstrooms nam het sulfaatgehalte door onbekende oorzaak verder toe.

IJzer:

het ijzergehalte benedenstrooms de r.w.z.i. is tijdens de periode waarin met ijzerhoudend beitszuur werd gedefosfateerd duidelijk verhoogd.

Calcium:

de kalkdosering op de r.w.z.i. heeft geen invloed gehad op het Ca-gehalte in de beek.

pH of zuurgraad:

de Beerze bovenstrooms de r.w.z.i. heeft van nature een zuur karakter (pH: 3,8 - 4,1). Als gevolg van de relatief hoge pH in het effluent (6,1 - 6,9) wordt bij biologische zuivering de pH in de beek duidelijk verhoogd (5,4 - 5,9). In 1978 was door het gebruik van ijzerhoudend beitszuur voor de fosfaatverwijdering, deze toename minder groot. De gemiddelde pH op het meetpunt 1 km benedenstrooms de r.w.z.i. bedroeg 4,6. Na toevoeging van kalk tijdens het zuiveringsproces werd de verzuring van het effluent opgeheven.

Tabel 5.1-1

Het gemiddelde gehalte van totaalfosfaat, ortho-fosfaat, ammonium, nitriet + nitraat, totaal-ijzer, sulfaat, calcium en de pH in het effluent en in de Beerze.
Zomert halffjaar 1977 t/m 1981.

bemonsteringspunt	totaalfosfaat-P (mg/l)					ortho-fosfaat-P (mg/l)					ammonium-N (mg/l)					(nitriet + nitraat)-N (mg/l)				
	1977	1978	1979	1980	1981	1977	1978	1979	1980	1981	1977	1978	1979	1980	1981	1977	1978	1979	1980	1981
1. bovenstrooms r.w.z.i.	0,07	0,09	0,07	0,03	0,07	0,03	0,05	0,05	0,02	0,03	0,52	0,52	0,60	0,42	0,50	0,75	0,92	1,2	1,0	1,2
2. r.w.z.i. effluent	13,33	3,77	1,56	2,03	8,74	11,80	2,58	1,09	1,63	7,94	4,55	8,72	10,30	12,25	9,48	25,6	26,2	12,5	12,5	12,9
3. cirka 1 km na r.w.z.i.	2,10	0,63	0,34	0,41	0,79	1,82	0,45	0,10	0,24	0,60	1,53	2,97	2,37	1,28	1,10	5,2	6,5	4,0	3,3	2,7
4. cirka 9 km na r.w.z.i.	0,75	0,22	0,29	0,13	0,40	0,63	0,12	0,07	0,07	0,35	0,70	1,52	1,52	1,83	0,73	4,4	5,2	4,1	4,2	3,6
5. cirka 16 km na r.w.z.i.	0,40	0,24	0,26	0,16	0,38	0,25	0,09	0,11	0,05	0,47	0,83	1,00	0,65	0,72	0,86	2,6	4,9	4,0	3,4	4,3
6. cirka 20 km na r.w.z.i.	0,23	0,19	0,14	0,13	0,28	0,13	0,07	0,06	0,05	0,18	0,50	0,63	0,75	0,68	0,83	3,2	4,6	4,4	3,3	3,6
7. cirka 28 km na r.w.z.i.	0,18	0,16	0,18	0,13	0,22	0,14	0,09	0,08	0,06	0,14	0,65	0,55	0,58	0,75	0,62	2,8	3,8	4,0	3,2	3,3
gehalte op lozingspunt	3,13	1,04	0,46	0,73	2,52	2,73	0,68	0,29	0,46	2,27	1,44	2,55	3,15	3,64	3,03	6,5	7,3	4,2	4,1	4,5
P-verwijdering r.w.z.i. (%)	35	83	92	86	58															
bemonsteringspunt	ijzer (mg/l)					sulfaat (mg/l)*					calcium (mg/l)					pH				
	1977	1978	1979	1980	1981	1977	1978	1979	1980	1981	1977	1978	1979	1980	1981	1977	1978	1979	1980	1981
1. bovenstrooms r.w.z.i.	1,3	1,8	3,6	1,4	1,8	69	79	72	38	30	26	37	25	3,9	3,9	3,8	4,3	4,1		
2. r.w.z.i. effluent	0,4	1,1	1,2	0,9	0,6	109	113	57	63	42	45	50	33	6,9	6,1	6,8	6,8	6,9		
3. cirka 1 km na r.w.z.i.	0,9	1,2	4,8	1,8	2,0	96	90	82	49	34	33	37	27	5,4	4,6	5,4	5,9	5,9		
4. cirka 9 km na r.w.z.i.	0,8	1,2	2,4	1,4	0,6	107	102	88	46	39	37	44	33	6,6	6,0	6,3	6,4	6,5		
5. cirka 16 km na r.w.z.i.	0,9	1,5							54	42				6,8	6,2	6,6	6,7	6,7		
6. cirka 20 km na r.w.z.i.	1,0	1,8							52	42				6,8	6,6	6,6	6,8	6,7		
7. cirka 28 km na r.w.z.i.	1,4	1,8	1,7	1,4	1,7				48	43	41	49	36	7,0	6,9	6,7	7,0	6,9		
gehalte op lozingspunt	1,1	1,6	3,0	1,9	1,5	78	83	68	44	33	30	47	27							

* gegevens hebben betrekking op periode na 10 mei.

6. Waterplanten

6.1. Inleiding

In tegenstelling tot de stagnante wateren, waarin eutrofiering tot uitdrukking komt in een toegenomen ontwikkeling van phytoplankton, worden de eutrofe stromende wateren gedomineerd door macrofyten. Deze worden vooral uit oogpunt van waterkwantiteitsbeheer als ongewenst ervaren. Het phytoplankton is voor voedingsstoffen aangewezen op opname vanuit het omringende water. Hetzelfde geldt voor bepaalde hogere waterplanten, zoals kroos dat op het water drijft, maar in tegenstelling tot algen wortels heeft.

Van bodemwortelende waterplanten werd aangenomen, dat het wortelstelsel alleen de functie had de plant te verankeren en dat voedselopname plaatsvond door blad en stengel uit het water. Dit in tegenstelling tot landplanten die wel geheel zijn aangewezen op voedselopname door de wortels.

Het belang van wortels voor de opname van voedingsstoffen bij waterplanten is gedurende lange tijd onderwerp geweest van discussie. Thans kan echter worden gesteld, dat bij waterplanten ondanks een eenvoudiger wortelstructuur en een kleiner wortelstelsel dan bij landplanten, (Bristow, 1975), de wortels een zeer belangrijke rol spelen in de opname van voedingsstoffen uit de bodem en met name van fosfaat (Bristow en Whitcombe, 1971; Denny, 1972; De Marte en Hartman, 1974; Bole en Allan, 1978; Carignan en Kalff, 1980; Barko en Smart, 1980 en 1981).

In dit hoofdstuk wordt na kort te zijn ingegaan op de invloed van omgevingsfactoren, aandacht besteed aan:

- invloed van beheer en onderhoud van de beek op de groei en de samenstelling van de vegetatie
- de relatie plant-water
- het gehalte van voedingsstoffen in de plant
- de relatie plant-bodem
- fosfaatfixatie in relatie tot de afgevoerde hoeveelheid fosfaat.

De ontwikkeling van de hoeveelheid planten en de samenstelling van de vegetatie werd gevolgd op een drietal proeftrajekten. Deze varieerden in lengte van circa 0,8 - 1,2 kilometer en werden gedurende het zomerhalfjaar niet onderworpen aan het normale mechanische onderhoud. Bij het normale onderhoud wordt doorgaans de begroeiing 2(-3) maal per jaar met een veegboot verwijderd.

De drie proeftrajekten zijn als volgt gesitueerd (figuur 1.2):

- bovenstrooms de r.w.z.i. in de Aa of Goorloop
- benedenstrooms de r.w.z.i. in de Beerze en in het omleidingskanaal

Na de laatste bemonstering in het zomerhalfjaar werden de planten op de gebruikelijke mechanische wijze verwijderd.

6.2. Omgevingsfactoren

De ontwikkeling en groei van waterplanten is afhankelijk van een aantal omgevingsfactoren, zoals klimatologische (zonuren, watertemperatuur), fysische (bijvoorbeeld troebelheid), chemische (samenstelling van het water), de bodem en hydrologische (ondermeer stroomsnelheid).

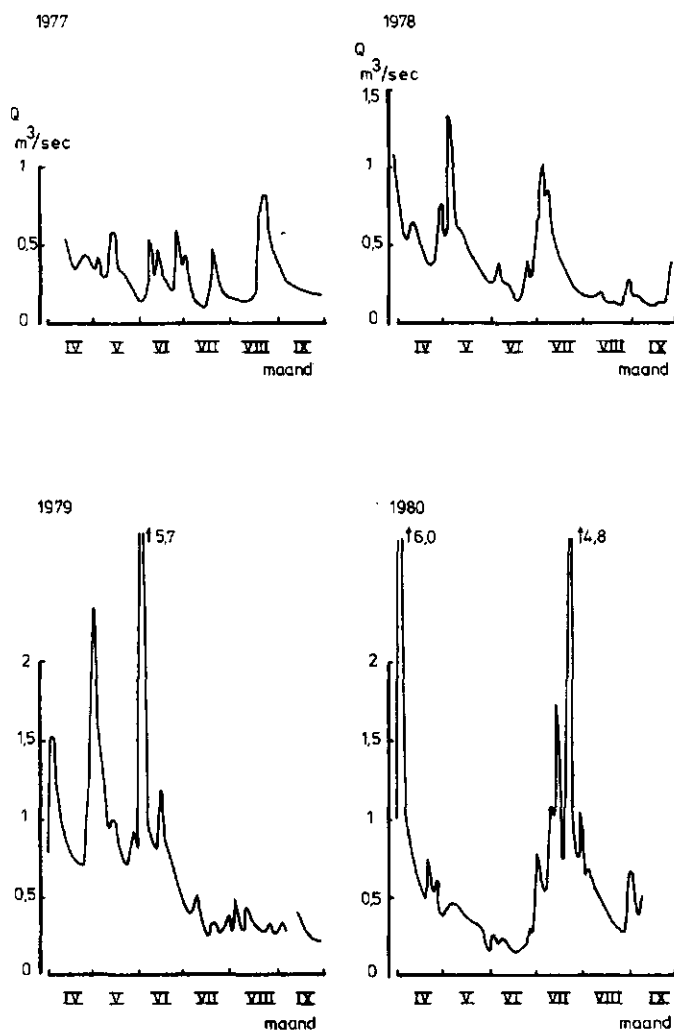
Een belangrijke hydrologische faktor is het voorkomen van piekafvoeren en het tijdstip waarop deze zich voordoen. In figuur 6.2-1 is de waterafvoer weergegeven voor de periode van onderzoek. De meeste waterplanten beginnen te groeien tussen maart en mei. Gewoonlijk komt de groei van de groene delen eerder op gang dan de groei van wortels. Piekafvoeren brengen daardoor in het voorjaar over het algemeen meer schade aan de planten aan dan in de zomer wanneer deze goed zijn verankerd (Haslam, 1978). Dergelijke ongunstige situaties hebben zich in het zomerhalfjaar 1979 en 1980 voorgedaan. De twee afvoerpieken in mei 1979 - als gevolg van relatief veel neerslag (115 mm) - zal de beginnende ontwikkeling van planten nadelig hebben beïnvloed. Daarbij komt dat de strenge winter van 1978 - 1979 er toe leidde dat in vergelijking met voorgaande jaren de plantengroei circa 6 weken later op gang kwam.

In het zomerhalfjaar 1980 traden 2 afvoerpieken op te weten:

begin april en in de zeer natte maand juli (169 mm neerslag). In

vergelijking met 1979 en 1980 werden de zomerhalfjaren 1977 en 1978 gekenmerkt door de afwezigheid van zeer hoge afvoeren, hetgeen voornamelijk het gevolg is geweest van de voorafgaande zeer droge perioden (zie hoofdstuk 2).

figuur 6.2-1 waterafvoer zomerhalfjaar 1977, 1980 meetpunt 4

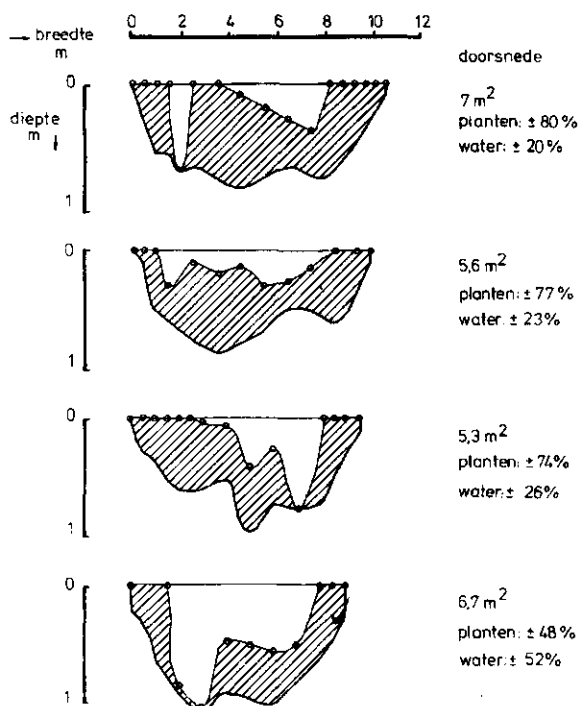


6.3. Ontwikkeling van vegetatie - biomassa en samenstelling - op de proef-trajekten

In het omleidingskanaal

Ten opzichte van 1977 - het jaar waarin nog niet werd gedefosfa-teerd - werd in de periode van onderzoek met defosfatering op de r.w.z.i. (1978 - 1980) een afname geconstateerd van de biomassa. Tevens trad een aanmerkelijke verandering op in de soortensamen-stelling. De vegetatie in het ongeveegde traject werd vergeleken met de begroeiing in een deel van het omleidingskanaal dat wel gedurende het onderzoek het normale onderhoud onderging. Uit deze vergelijking wordt de konklusie getrokken dat de gekon-stateerde verandering in de vegetatie en de afname in biomassa niet voortkwam uit het verlaagde P-gehalte door de defosfatering maar uit het gewijzigde beheer en daardoor veroorzaakte verandering in de dominantie van plantensoorten.

figuur 6.3-1 bodemprofiel en profiel van plantengroei op enkele plaatsen in omleidingskanaal
 begroeiing



In figuur 6.3.1 is voor een aantal punten in het proeftraject een dwarsprofiel van de vegetatie weergegeven. Hieruit blijkt, dat zich in het omleidingskanaal aan de oever een vegetatie ontwikkelde

tot op het wateroppervlak.

Deze bestaat voornamelijk uit plantensoorten die boven het water uitgroeien: Mannagras (*Glyceria fluitans*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Rietgras (*Phalaris arundinacea*). Dit gedeelte van de begroeiing wordt verder aangeduid met "vlotgraszone" (*Glyceria* = Vlotgras) en werd apart bemonsterd van de rest van de vegetatie, die hier verder de "open-water-vegetatie" wordt genoemd.

In tabel 6.3-1 is de biomassa weergegeven.

tabel 6.3-1

Gemiddelde biomassa (als drogestof) van waterplanten in het ongeveer deel van het omleidingskanaal, aan het eind van het zomerhalfjaar.

	1977	1978	1979
defosfatering op r.w.z.i.	geen	wel	wel
biomassa : "vlotgraszone" (kg ds)	7,2	6,5	6,3
"open-water-vegetatie"	4,9	2,5	2,2
som	12,1	9,0	8,5
biomassa ₂ : (kg ds/m ²) totaal	0,60	0,45	0,43
aantal bemonsteringspunten	4	9	9

Blijkens deze gegevens trad in de jaren 1977 - 1979 vrijwel geen verandering op in de biomassa van de "vlotgraszone". In de "open-water-vegetatie" werd in 1978 wel een duidelijke vermindering geconstateerd, die zich in 1979 niet doorzette. De afname in de totale biomassa is dan ook het gevolg van de biomassa-afname in de "open-water-vegetatie", die zoals hierna zal blijken zijn oorzaak vindt in het gewijzigde beheer.

Op het ongeveer deel van het omleidingskanaal is sprake van een dominantiewisseling die in figuur 6.3-2 is weergegeven. Waren in 1977 de ondiep wortelende, wijdvertakkende en snel groeiende Sterrekroossoorten (*Callitriche*) en Smalbladige waterpest (*Elodea nuttallii*) dominant, in 1978 werd een zeer aanmerkelijke toename geconstateerd van Tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*) en Kleine egelskop (*Sparganium emersum*). In 1979 en 1980 was de dominantie van Sterrekroos en Waterpest

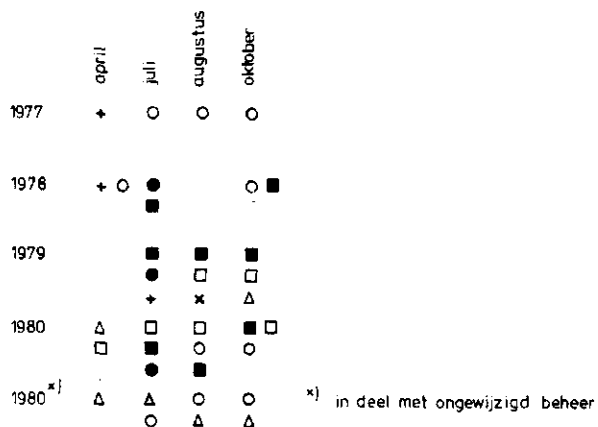
overgenomen door Kleine Egelskop en Drijvend fonteinkruid (Potamogeton natans). In het gedeelte waar wel regelmatig de vegetatie werd verwijderd gedurende de jaren van onderzoek, trad deze dominantiewisseling niet op en bleef Waterpest dominant. Hier werden in 1980 de plantensoorten uit het ongeveegde traject niet of nauwelijks aangetroffen (figuur 6.3-2).

figuur 6.3-2 dominantiewisseling planten op proeftrajekten in de Beerze, zomerhalfjaar
symbolen: onder elkaar afnemende dominantie

naast elkaar gelijke dominantie

- | | | |
|---|----------------------|-------------------------|
| ○ | Elodea nuttallii | Smalbladige waterpest |
| + | Callitriche | Sterrekroos |
| ■ | Sparganium emersum | Kleine egelskop |
| □ | Potamogeton natans | Drijvend fonteinkruid |
| ● | Potamogeton pusillus | Tenger fonteinkruid |
| △ | Luronium natans | Drijvende waterweegbree |
| x | Glyceria fluitans | Mannagras |

Omleidingskanaal: 1977-1980



In tabel 6.3-2 worden de verschillende in relatieve en absolute zin zichtbaar gemaakt voor de "open-water-vegetatie". Op de bemonsterings-

tabel 6.3-2

Gemiddelde biomassa (als drogestof) van 2 punten in het omleidingskanaal, augustus 1980.

plantensoort	biomassa			
	niet geveegde deel		wel geveegde deel	
	kg	% van totaal	kg	% van totaal
Waterpest (+ Sterrekroos)	0,7	35	4,0	71
overige soorten	1,3	65	1,6	29
totaal	2,0	100	5,6	100

punten in het wel op de gebruikelijke wijze onderhouden deel werd beduidend meer biomassa aangetroffen dan op het aangrenzende proeftrajekt. Het aandeel van de verschillende plantensoorten in de biomassa vertoonde eveneens een duidelijk verschil. Hiervoor werd reeds gewezen op de sinds 1977 opgetreden dominantiewisseling op het proeftrajekt en het achterwege blijven daarvan op het trajekt met ongewijzigd beheer. Gekonkludeerd wordt, dat de verandering in de vegetatiesamenstelling op het proeftrajekt een gevolg is van het gewijzigde beheer. De lagere biomassa op het proeftrajekt in vergelijking met het aangrenzende deel wordt veroorzaakt door het verschil in vegetatiesamenstelling. Bevestiging van deze konklusie uit het veldonderzoek wordt verkregen uit laboratoriumonderzoek van Mulligan en Baranowski (1969). Zij vonden dat Brede waterpest (*Elodea Canadensis*) onder zelfde omstandigheden bijna drie maal zoveel biomassa produceerde als Gekroesd fonteinkruid (*Potamogeton crispus*) en Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*). In 1977 bedroeg de hoeveelheid plantenmateriaal op het proeftrajekt aan het einde van het zomerhalfjaar gemiddeld cirka 5 kg drogestof. In 1978 was dit nog ongeveer de helft, terwijl in 1979 aan het eind van het zomerhalfjaar cirka 2 kg per punt werd aangetroffen. Een afname die duidelijk parallel loopt met de gekonstateerde verandering in dominantie. Gewezen wordt nog op de overeenkomst in biomassa in 1980 op het wel normaal onderhouden deel (5,6 kg) en op het proeftrajekt in 1977 (4,9 kg).

Gekonkludeerd wordt, dat het verlaagde fosfaatgehalte (als gevolg van de defosfatering) in de Beerze na 1977 niet heeft geleid tot een verminderde plantenbiomassa. Duidelijk is dat de wijze van onderhoud bepalend is voor de mate waarin plantensoorten voorkomen en dat daarmee tevens de mate van biomassa-ontwikkeling wordt bepaald.

In de Goorloop en de Beerze

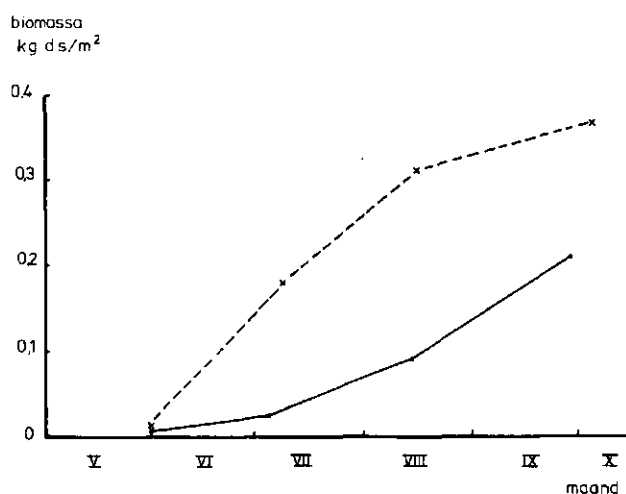
In hoofdstuk 5 werd ingegaan op het effect van de defosfatering op de P-gehalten in de beek. Het P -gehalte benedenstrooms de r.w.z.i. met defosfatering lag nog een faktor 3 tot 8 hoger dan bovenstrooms de r.w.z.i. Dit onderdeel houdt zich bezig met de vraag of de gevormde hoeveelheid planten benedenstrooms de r.w.z.i.

naar evenredigheid tot het P-gehalte groter is dan bovenstrooms de r.w.z.i. De resultaten van het onderzoek geven aan, dat dit niet het geval bleek te zijn. Wel traden duidelijke seizoen- en jaarverschillen op in de hoeveelheid plantenmateriaal.

Seizoenverschillen werden veroorzaakt door verschillen in soortensamenstelling van de vegetatie. Jaarverschillen waren het gevolg van hydrologische verschillen.

In figuur 6.3-3 is de biomassa-ontwikkeling van de planten weergegeven gedurende het zomerhalfjaar 1979 op de proeftrajekten in de Goorloop en de Beerze.

figuur 6.3-3 ontwikkeling biomassa waterplanten
zomerhalfjaar 1979
— Goorloop
x---x Beerze

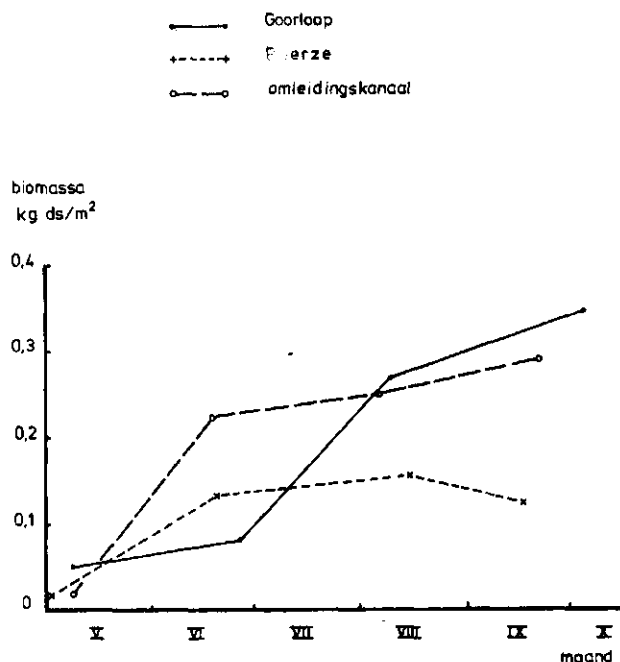


In de Beerze vond de grootste toename plaats in de maanden juni en juli, terwijl daarentegen in de Goorloop dit het geval was in de periode augustus - september.

Aan het eind van het zomerhalfjaar was de biomassa in de Beerze ruim 1,5 maal groter dan bovenstrooms de r.w.z.i., respectievelijk $0,36 \text{ kg d.s./m}^2$ en $0,21 \text{ kg d.s./m}^2$. Dit is niet in verhouding tot de veel hogere P-gehalten. In 1980 ontstaat een geheel ander beeld (figuur 6.3-4). De biomassa in de Goorloop bedroeg toen circa $0,36 \text{ kg d.s./m}^2$ en in de Beerze benedenstrooms de r.w.z.i. "slechts" $0,13 \text{ kg d.s./m}^2$ (einde zomerhalfjaar).

De hoeveelheid plantenmateriaal in het omleidingskanaal bedroeg circa $0,3 \text{ kg d.s./m}^2$ en is daarmee eveneens ruimschoots groter dan in de Beerze en qua orde van grootte overeenkomend met de Goorloop.

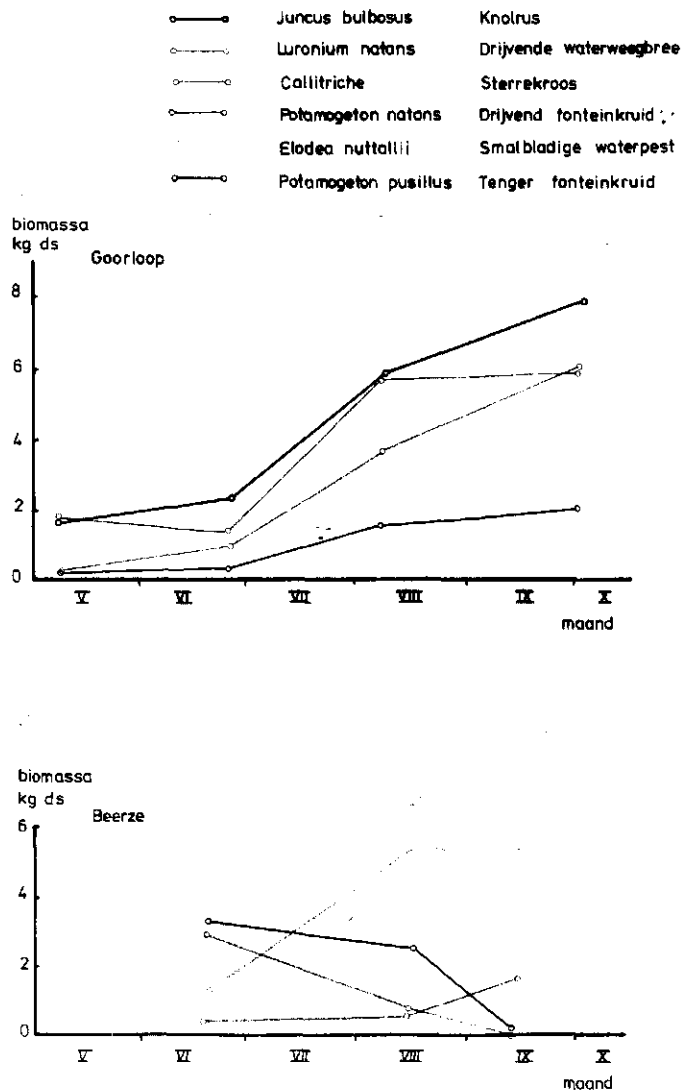
figuur 6.3-4 ontwikkeling biomassa waterplanten
zomerhalfjaar 1980



Uit de figuur blijkt dat, de plantengroei in de Beerze na juni stagneerde. Deze stagnatie werd veroorzaakt door een aanzienlijke afname van de hoeveelheid Sterrekroos, die echter ruimschoots werd gecompenseerd door de toegenomen hoeveelheid Waterpest (figuur 6.3-5). In tegenstelling hiermee is de toename van Sterrekroos in de Goorloop. De afname van deze plant in de Beerze werd veroorzaakt door de afvoerpiek van eind juli (figuur 6.2-1), die in de Goorloop aanzienlijk lager is geweest (stroomgebied kleiner, geen extra water vanwege het effluent van de r.w.z.i.). Dit verklaart waarom deze plant hier niet is uitgespoeld.

De afname van Tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*) was te verwachten, omdat het biomassa-maximum van deze plant doorgaans in juli wordt bereikt en daarna afsterft. Dit weer in tegenstelling tot de Knolrus (*Juncus bulbosus*) in de Goorloop, waarvan het biomassa-maximum in de nazomer valt.

figuur 6.3-5 ontwikkeling biomassa waterplanten in Goorloop en in Beerze
zomerhalfjaar 1980

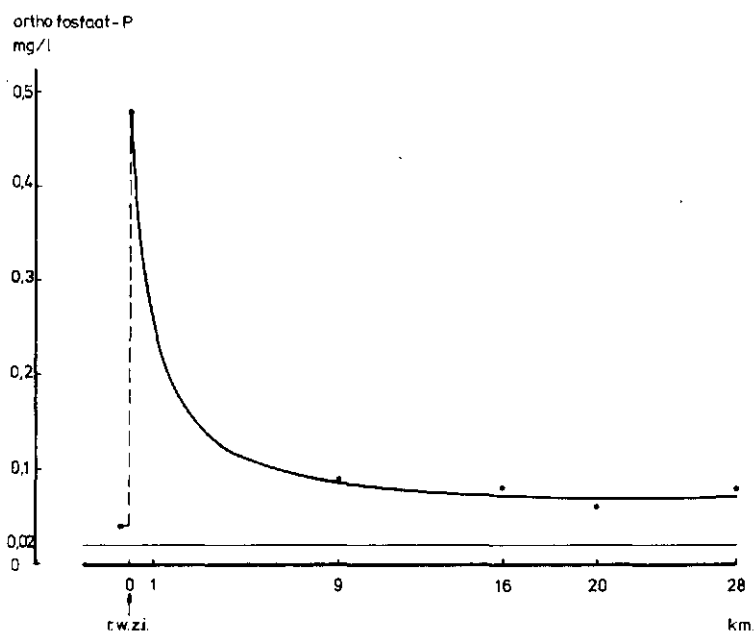


Samenvattend kan worden gesteld, dat er geen direkte samenhang bestaat tussen de produktie van biomassa en de voedselrijkdom c.q. bemestingstoestand van het water. Andere factoren spelen hierbij een rol, zoals soortensamenstelling, seizoen en hydrologie. In aanvulling hierop wordt erop gewezen dat in de literatuur melding wordt gemaakt van optimale groei van waterplanten bij relatief lage P-gehalten in het water. In het riviertje de Ivel was de gevormde plantenbiomassa benedenstrooms de r.w.z.i. vrij wel gelijk aan wat werd aangetroffen vlak bovenstrooms de r.w.z.i. (Owens en Edwards, 1961). De P-gehalten bedroegen in dit geval respectievelijk gemiddeld 0,54 mg P/l en 0,02 mg P/l.

Evenals hiervoor genoemde auteurs komen Mulligan en Baranowski (1969) in aanwezigheid van bodemmateriaal uit op een orthofosfaatgehalte van 0,02 mg P/l. Peltier en Welch (1969) noemen 0,03 mg P/l als orthofosfaatgehalte voor optimale groei van Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), een bodemwortelende plant.

De gemiddelde orthofosfaatgehalten bovenstrooms de r.w.z.i. komen overeen met de hier vermelde gehalten. Benedenstrooms de r.w.z.i. is het orthofosfaatgehalte zowel met als zonder defosfatering beduidend hoger (hoofdstuk 5). In figuur 6.3-6 is het verloop van ortho-fosfaatgehalte in de Beerze weergegeven onder omstandigheden van defosfatering op de r.w.z.i.

figuur 6.3-6 gemiddeld gehalte van voor planten opneembaar fosfaat in Beerze zomerhalfjaar 1978-1980



Gekonkludeerd wordt dat zowel boven- als benedenstrooms de r.w.z.i., qua P-gehalte van het water, de voorwaarde voor een optimale plantengroei in de Beerze aanwezig is. Uit het routine-onderzoek van de Oost-brabantse beken door de GTD blijkt, dat het gemiddelde orthofosfaatgehalte in alle beken voldoende is om een optimale plantengroei mogelijk te maken. Zoals hiervoor werd aangegeven is echter de hoeveelheid gevormde plantenmateriaal ook nog van andere factoren afhankelijk.

6.4. Chemische samenstelling van de planten

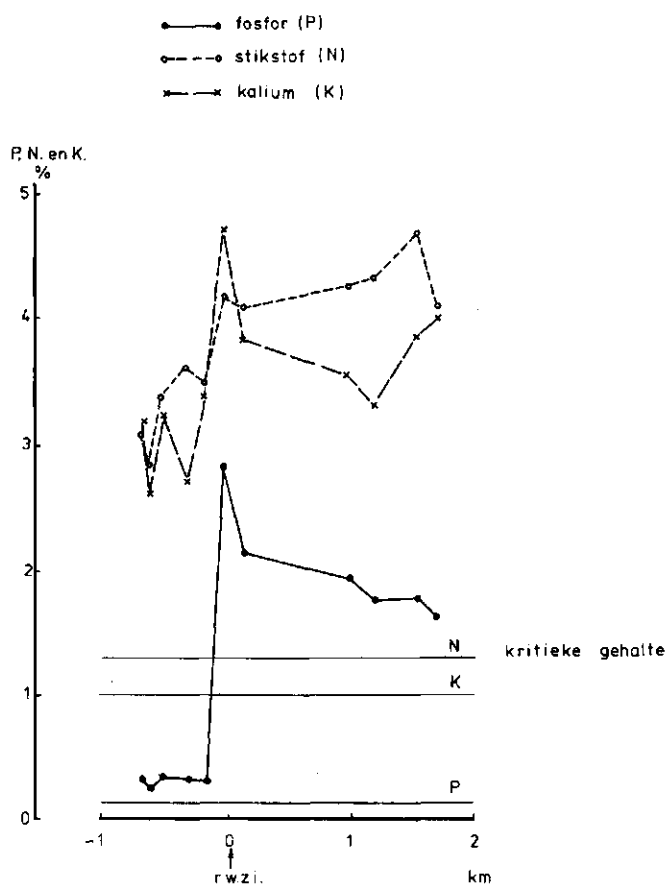
De elementen fosfor (P), stikstof (N) en kalium (K) zijn van belang voor een goede groei van waterplanten en zijn in principe bepalend - naast andere belangrijke factoren - voor de biomassa-opbrengst. In zijn algemeenheid kan worden gesteld, dat verhoging van de concentratie van deze elementen in het oppervlaktewater niet noodzakelijkervijs hoeft te leiden tot een evenredige toename in biomassa. Factoren als licht, temperatuur, CO_2 (koolzuurgas), hydrologie en voedingsstoffen zoals spore-elementen zijn mede bepalend.

Voor een goede ontwikkeling en maximale opbrengst dienen planten een bepaald gehalte van voor de groei essentiële elementen te handhaven.

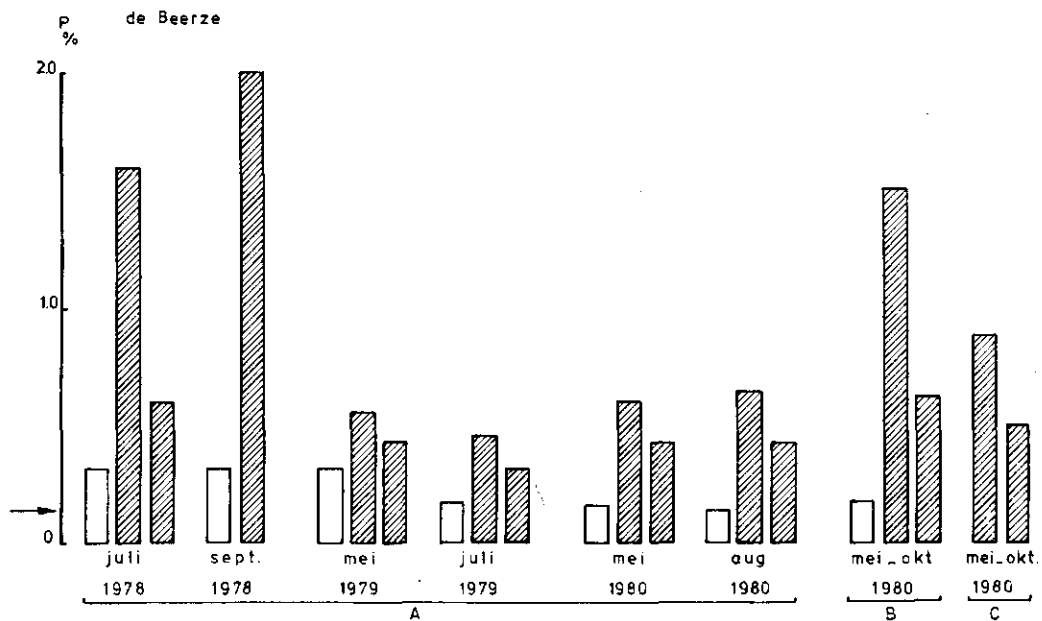
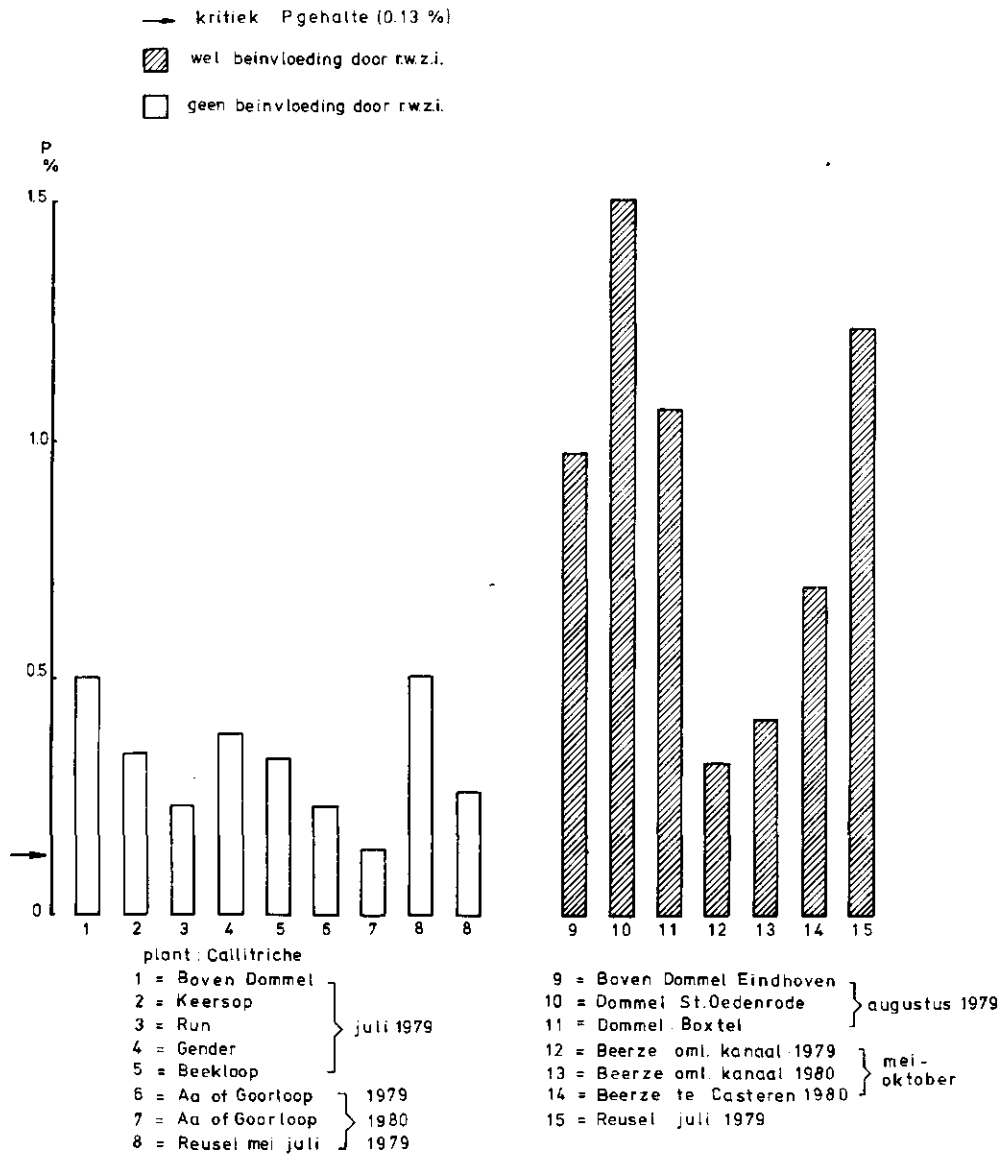
Door Gerloff en Krombholz (1966) werd het volgende kritieke gehalte gevonden voor bovengenoemde voedingsstoffen: 1,3 mg P, 13 mg N en 10 mg K per gram droge stof.

Waterplanten boven- en benedenstrooms de r.w.z.i. bleken ruimschoots aan deze norm te voldoen (figuur 6.4-1). Hierbij valt vooral het

figuur 6.4-1 hoeveelheid fosfor, stikstof en kalium in Sterrekroos boven- en benedenstrooms de r.w.z.i. september 1978



figuur 6.4-2 hoeveelheid fosfaat in planten van wel en niet door effluënten
van rwzi's beïnvloede wateren



sterk verhoogde P-gehalte in planten benedenstrooms de r.w.z.i. op. Er is sprake van een duidelijk grotere toename van P dan van N en K.

Hetzelfde verschijnsel werd eveneens in andere wateren waargenomen. In figuur 6.4-2 is dat weergegeven voor het P-gehalte in de plant. Ten aanzien van N en K wordt hier volstaan met de opmerking dat uit het onderzoek is gebleken, dat de gehalten van deze voedingsstoffen in de plant ruim boven het kritieke gehalte lagen. Gekonkludeerd wordt dat wat betreft P, N, en K de voorwaarde voor optimale groei van waterplanten "van nature" reeds aanwezig is. Defosfatering kan hierin geen verandering brengen. Andere factoren zijn nu bepalend of die optimale groei ook plaatsvindt.

6.5. De invloed van de bodem op de chemische samenstelling en de groei

Voor het onderhavige onderzoek is van belang te weten wat de rol is van de bodem in de voeding van de plant. Immers, de beïnvloeding van de groei van waterplanten door middel van defosfatering gaat primair via een verlaging van het P-gehalte in het water. Wanneer echter waterplanten een groot deel van de P-behoefte dekken door opname uit de bodem zou defosfatering als beheersmaatregel wel eens weinig doeltreffend kunnen zijn. Dit, vanwege het fosfaathoudend grondwater dat door de beekbodem percoleert.

Daar (tijdelijke) vorming van relatief voedselrijke sliblagen in zijn algemeenheid karakteristiek is voor laaglandbeken, ligt hier eveneens een bron van voedingsstoffen voor waterplanten.

In de Beerze en enkele andere wateren werd voor het onderzoek naar de invloed van de bodem op de chemische samenstelling en de groei van waterplanten gebruik gemaakt van kunststof plantenbakken, die - gevuld met gewassen bouwzand of aquariumgrint en bodemmaterialen dat ter plekke werd aangetroffen - in de beek werden neergelaten.

De groei van Drijvende waterweegbree, Sterrekroos en Smalbladige waterpest onder invloed van alleen de voedingsstoffen in het water (de plantjes in de bak gevuld met het grint) en onder invloed van water en bodem (de plantjes in de bak met slib) werd gemeten na een proefduur van 4 - 5 weken.

tabel 6.5-1

Verhoudingsgetal voor fosfaat (P), stikstof (N) en kalium (K) in planten gegroeid op bodemslib uit de Beerze en op bouwzand.

plantensoort	P	N	K	afstand t.o.v. r.w.z.i.
Drijvende waterweegbree	2,8	1,1	0,9	3 km bovenstrooms
	1,6	0,8	1,3	2 km benedenstrooms
	2,9	0,9	1,2	
	1,1	1,0	0,9	10 km benedenstrooms
	3,2	0,7	1,1	
Smalbladige waterpest	2,5	1,0	0,9	2 km benedenstrooms
Sterrekroos	1,9	1,0	0,8	

Het P-gehalte in de planten gegroeid op bodemslib was aanzienlijk hoger (tot ruim 3x) dan het P-gehalte van de planten, gegroeid op zand. Geen invloed van het slib kon worden gekonstateerd op het N en K-gehalte van de planten (tabel 6.5-1). Over het algemeen werd in de bakken met slib meer plantenmateriaal gevormd dan in bakken met grint. Een aantal gegevens hierover zijn weergegeven in tabel 6.5-2 als drooggewicht en het asvrije drooggewicht.

tabel 6.5-2

biomassa waterplanten gegroeid op bodemslib en grint op verschillende plaatsen in verschillende wateren.

waterloop	plantensoort	biomassa (g)			
		drooggewicht		asvrijdrooggewicht	
		slib	grint	slib	grint
Beerze	Sterrekroos	8,9	3,4	7,3	2,8
		6,1	2,8	4,9	2,5
		5,8	2,6	4,8	2,2
Goorloop *	Smalbladige waterpest	2,0	1,1	1,4	0,9
		2,6	1,4	2,2	1,2
		2,0	1,0	1,6	0,8
Dommel	Drijvende waterweegbree	5,8	4,4	4,7	3,6
		4,2	1,6	3,3	1,2
		7,3	3,6	5,8	2,9

* Goorloop in Waterschap De Aa

Gedurende de proefduur werd in de bakken met bodemslib doorgaans tweemaal zoveel biomassa gevormd als in de grintbakken. Uit deze gegevens blijkt, dat de bodem niet alleen de biomassavorming duidelijk positief beïnvloedt, maar tevens als een belangrijke fosfaatleverancier aangemerkt dient te worden. De opname van fosfaat uit de bodem wordt belangrijker naarmate het P-gehalte in het water lager wordt. Bole en Allan (1978) toonden (onder laboratoriumomstandigheden) aan, dat bij een PO_4 -P gehalte van 0,015 mg P/l 51% van het opgenomen P afkomstig was uit de bodem. Bij 2 mg P/l bedroeg het aandeel van de bodem 8%. Interessant is het volgende gegeven, omdat het verkregen werd onder veldomstandigheden (Carignan en Kalff, 1980): bij 0,17 mg P/l (opgelost fosfaat) bleek cirka 72% van het opgenomen fosfaat afkomstig te zijn uit de bodem. Bij nog lagere gehalten werd 100% opname uit de bodem gekonstateerd.

Gekonkludeerd moet dan ook worden, dat de rol van de bodem en met name het bodemfosfaat in de biomassaproductie van niet te verontachtzamen betekenis is. Hierdoor biedt defosfatering alleen geen oplossing voor het tegengaan van de plantengroei. Dit resultaat vertoont opmerkelijk veel overeenkomst met de relatie bodemfosfaat - algengroei zoals deze uit veldsituaties naar voren is gekomen (Kouwe en Golterman, 1976; Golterman, 1977).

6.6. Fosfaatfixatie door planten in relatie tot het fosfaattransport in de beek

Het proeftraject in het omleidingskanaal ligt cirka 1 kilometer benedenstrooms meetpunt 4 (figuur 1.2). Ongeveer 250 meter benedenstrooms dit punt bevindt zich de splitsing in het omleidingskanaal en de oude loop. Aangenomen wordt - op grond van metingen - dat cirka 1/3 deel van het water via de oude loop gaat. Het is interessant na te gaan hoe de in de planten vastgelegde hoeveelheid voedingsstoffen zich verhoudt tot de via het water aangevoerde hoeveelheid. In tabel 6.6-1 zijn gegevens hierover samengevat.

tabel 6.6-1

De hoeveelheid P en N in waterplanten in het omleidingskanaal en de gedurende het zomerhalfjaar geschatte aanvoer van P en N.

defosfatering	1977		1978		1979	
	geen		wel		wel	
	aanvoer* (kg)	in planten (kg)	aanvoer* (kg)	in planten (kg)	aanvoer* (kg)	in planten (kg)
P-totaal	2400	50	700	27	3000	13
P-ortho.	2000		380		720	
N	16800	210	23100	150	43000	130

* N is weergegeven als $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4) - \text{N}$.

Duidelijk is, dat de aangevoerde hoeveelheid voedingsstoffen vele malen groter is dan de hoeveelheid die in de planten volgens de berekening was vastgelegd.

Daar het hier om een momentopname gaat, zal de totale hoeveelheid N en P gedurende het zomerhalfjaar vastgelegd in planten echter groter zijn. Een onbekend deel - dat zoals hiervoor is gebleken aanzienlijk kan zijn - is uit de bodem afkomstig. Voor de twee andere proeftrajekten werden eveneens lage P-hoeveelheden berekend in de planten. De hoeveelheid vastgelegde P op het traject in de Goorloop bedroeg aan het eind van het zomerhalfjaar circa 4 kg in 1979 en circa 6 kg in 1980. Voor het traject in de Beerze zijn deze hoeveelheden respectievelijk circa 21 en circa 10 kg P.

Gekonkludeerd moet worden dat zowel met als zonder defosfatering de aangevoerde hoeveelheid N en P in het water ruimschoots voldoende is om de berekende biomassa te vormen.

7. De fosfaathuishouding

7.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt ondermeer ingegaan op de rol van de beekbodem in de fosfaathuishouding. Tevens wordt aandacht geschonken aan de betekenis van de waterafvoer en de meet- en bemonsteringsfrequentie voor de bepaling van het fosfaattransport in de beek. Deze twee onderwerpen - zo zal blijken - zijn van groot belang voor het beeld wat verkregen wordt van de fosfaathuishouding en daarmee direkt van invloed op de op te stellen fosfaatbalans.

Nadat bovengenoemde onderwerpen zijn behandeld wordt ingegaan op de effecten van defosfatering op het fosfaattransport. Hierbij blijkt dat een onderscheid in winter- en zomerhalfjaartransport van belang is.

7.2. Invloed bodemsediment op fosfaathuishouding

Er zijn een aantal processen die de oorzaak zijn van fosfaatverrijking van de beekbodem.

In hoofdstuk 3.3 werd reeds naar voren gebracht, dat in het zuurstofrijke top laagje van het sediment fosfaat uit het grondwater aan ijzer gebonden kan neerslaan.

Hetzelfde proces en andere fixatieprocessen doen zich met het fosfaat in het oppervlaktewater ook voor. Door bezinking van afgestorven organismen, van slibvlokjes, afkomstig van rioolwaterzuiveringsinrichtingen of door afspoeling van landerijen, alsmede door wegzijging van water, kan eveneens fosfaat in en op de bodem terecht komen. Door regulatie van beken en vergroting van de beekprofielen zijn bovendien de kondities voor sedimentatie toegenomen. Dit heeft tot gevolg, dat in perioden met lage afvoeren en lage stroomsnelheden een sliblaag kan worden opgebouwd, die zowel organische als anorganische bestanddelen bevat. Bij hoge waterafvoeren wordt een deel van het sediment weer afgevoerd.

Op een aantal plaatsen boven- en benedenstrooms de r.w.z.i. Hapert werd in 1978, 1979 en 1980 het bodemslib bemonsterd en werd de top laag van cirka 10 cm in onderzoek genomen.

De in tabel 7.2-1 gegeven waarden voor fosfaat en ijzer geven de hoeveelheden aan die voor deze stoffen per vierkante meter bodemoppervlak werd berekend.

tabel 7.2-1

hoeveelheid totaalfosfaat en -ijzer (g/m^2) in bodemslib

1978: juni - juli

1979: juli - augustus

1980: december

bemonsteringsplaats	P			Fe
	1978	1979	1980	1980
bovenstrooms r.w.z.i.	65 (3)	7 (8)	38 (6)	5800 (6)
benedenstrooms r.w.z.i. 0,1 km	240 (2)	74 (6)	394 (3)	2300 (3)
0,5 km	283 (2)	36 (3)	345 (3)	1700 (3)
1 km	618 (1)	26 (3)	599 (2)	3200 (2)
3-4 km	79 (1)	86 (3)	378 (3)	2700 (3)
8 km			213 (3)	2100 (3)
10 km	91 (1)	85 (3)	194 (2)	3100 (2)
20 km			113 (3)	2700 (3)
23 km			88 (3)	1300 (3)
28 km		32 (2)	67 (2)	1100 (2)

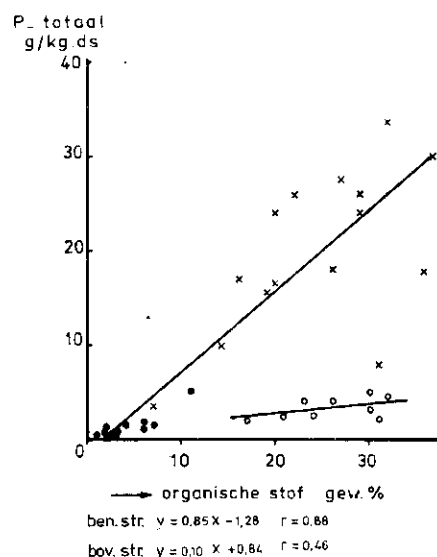
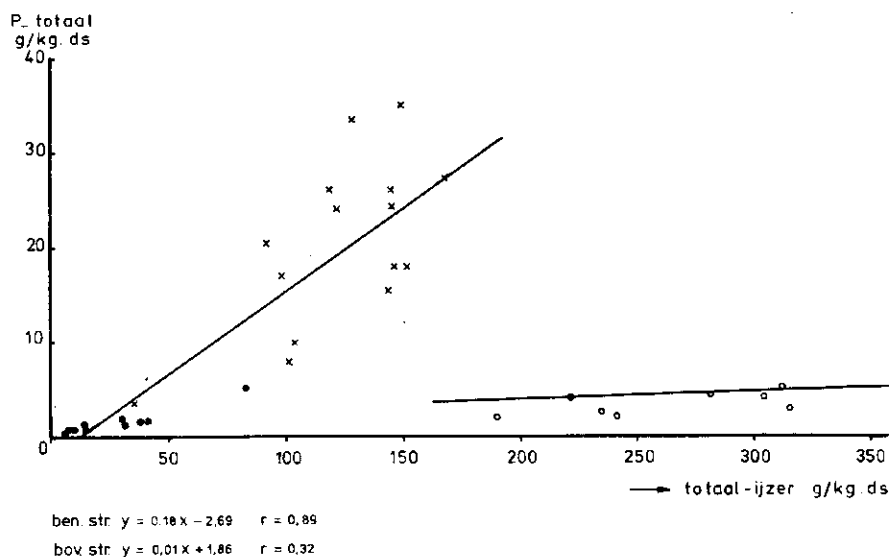
() = aantal analyses

Op de drie tijdstippen van bemonstering is de hoeveelheid fosfaat in het bodemslib na de r.w.z.i. over een aantal kilometers aanzienlijk hoger dan bovenstrooms de r.w.z.i. Het omgekeerde geldt voor ijzer. Als gevolg van het zure karakter van het water bovenstrooms (pH 4) en grondwater dat relatief veel ijzer bevat (hoofdstuk 3) vindt hier veel ijzersedimentatie plaats. Als roodbruin neerslag op de bodem en soms ook op de planten is dat goed waarneembaar. Voor wat betreft de hoeveelheid P is het grote verschil tussen 1980 en de voorgaande jaren opmerkelijk. Niet alleen in plaats, doch ook in de tijd treden blijkens deze gegevens aanzienlijke verschillen op in de fosfaatoestand in de bovenste 10 cm van het bodemslib. Met de beschikbare gegevens werden voor 1980 lineaire korrelatieberekeningen uitgevoerd tussen fosfaat en ijzer en tussen fosfaat en het organische stofgehalte. De regressielijnen en -vergelijkingen zijn weergegeven in figuur 7.2-1. De gegevens wijzen uit, dat voor het

gehele traject benedenstrooms de r.w.z.i. een significante korrelatie bestaat tussen fosfaat en ijzer enerzijds en fosfaat en organisch stofgehalte anderzijds. Wanneer het traject wordt onderverdeeld blijkt de korrelatie fosfaat - organische stof alleen op het deel 10 - 28 kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. significant te zijn. Bovenstrooms de r.w.z.i. werd geen korrelatie gevonden. Bij de binding van fosfaat in de beekbodem speelt op het gedeelte benedenstrooms de r.w.z.i. vooral ijzer een belangrijke rol, zodat er sprake is van een "natuurlijke defosfatering" door de beek. Hierdoor worden aanzienlijke hoeveelheden fosfaat aan het water onttrokken. Op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. zal eveneens een onbekende hoeveelheid fosfaat door wegzijging van water in de beekbodem terecht komen.

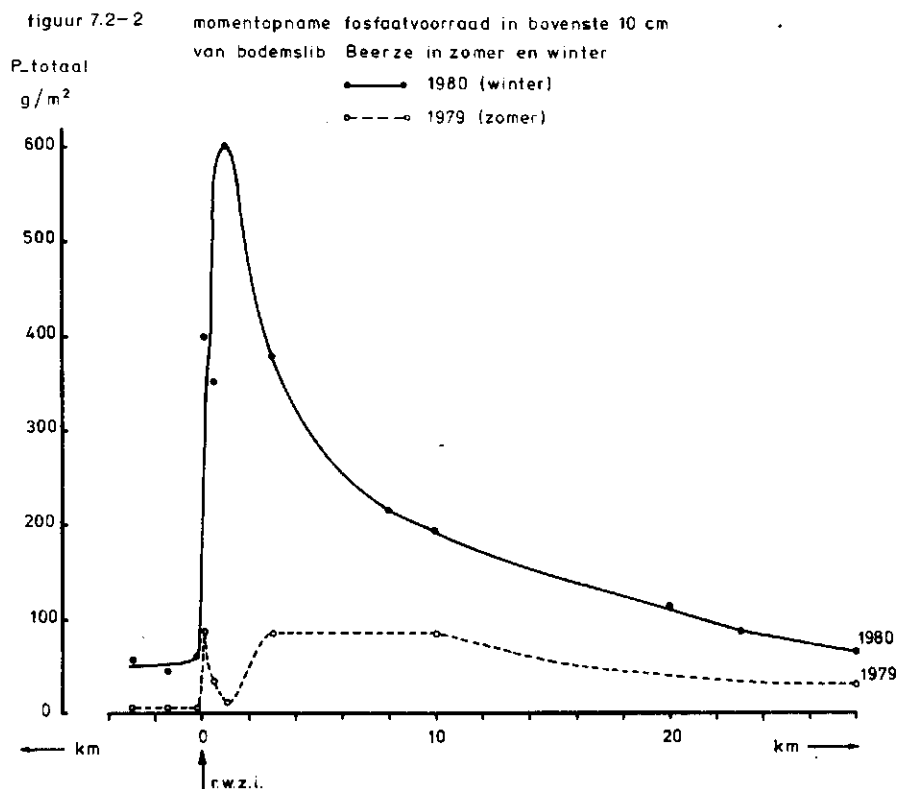
figuur 7.2-1 totaal fosfaatgehalte in relatie tot totaal ijzergehalte en gehalte organische droge stof van bodemslib in Beerze meetdag 23.12.1980

- o bovenstrooms r.w.z.i. Hapert
- x benedenstrooms r.w.z.i. Hapert (0-8 km)
- benedenstrooms r.w.z.i. Hapert (10-28 km)



Voor een schatting van de fosfaathoeveelheid in het bodemslib in 1979 en 1980 zijn de gegevens van tabel 7.2-1 uitgezet in figuur 7.2-2. Aan de hand van deze figuur werd berekend dat in juli 1979 $0,06 \text{ kg P/m}^2$ benedenstrooms de r.w.z.i. lag opgeslagen in de bovenste 10 cm bodemslib. In december 1980 bedroeg deze hoeveelheid $0,19 \text{ kg P/m}^2$.

Het grote verschil tussen 1980 en 1979 illustreert dat in de tijd aanzienlijke verschillen optreden in de fosfaattoestand van het bodemslib.



De lagere hoeveelheid in juli 1979 vond zijn oorzaak in de frequent opgetreden afvoerpieken in de eerste zes maanden van dat jaar (figuur 6.2-1). Hierdoor werd veel fosfaathoudend slib opgewoeld en afgevoerd. De periode voor december 1980 werd echter gekenmerkt door relatief lage afvoeren, waardoor verrijking van het sediment plaatsvond.

De invloed van de afvoer op de hoeveelheid P in het slib komt eveneens naar voren in 1978 (tabel 7.2-1). De bemonsteringen op de punten 3 - 4 en 10 km benedenstrooms de r.w.z.i. werden uitgevoerd vlak na een periode met verhoogde afvoer in juli (hoofdstuk 2). De bemonsteringen op de overige punten - waar een relatief grote hoeveelheid P werd berekend, overeenkomend met 1980 - vond vlak voor die periode van verhoogde afvoer plaats. Gekonkludeerd wordt dat de fosfaathoeveelheid in de bovenste 10 cm van de beekbodem als gevolg van wisselingen in het waterafvoerregime sterk fluktueert.

Voor het opstellen van een fosfaatbalans is het echter van belang om aan te kunnen geven welke hoeveelheid fosfaat op jaarbasis zich onttrekt aan afvoer en in de beekbodem achterblijft. Hiervoor is meer gedetailleerd onderzoek noodzakelijk. Om meer inzicht te verkrijgen in de fosfaaddynamiek van de bodem, moet eveneens aandacht worden geschonken aan de wijze waarop het fosfaattransport in de beek wordt gekwantificeerd. Het volgende onderdeel van dit hoofdstuk handelt over dit onderwerp.

7.3. Het kwantificeren van het fosfaattransport

7.3.1. Inleiding

In hoofdstuk 7.2 kwam naar voren, dat zich in de Beerze akkumulatie van fosfaat in het bodemslib voordoet. Deze heeft een tijdelijk karakter: bij hoge afvoeren wordt bodemslib opgewoeld en uit het stroomgebied afgevoerd, bij lage afvoeren vindt bezinking plaats. Het slibtransport is er de oorzaak van, dat in afvoerpieken hoge P-gehalten kunnen optreden en in een relatief korte tijd zeer veel fosfaat uit het gebied wordt afgevoerd.

Te verwachten is dan ook, dat de invloed van afvoerpieken op het fosfaattransport over een bepaalde periode zeer groot kan zijn. Om deze reden is te verwachten, dat het opstellen van een P-balans wegens de grote schommelingen in gegevens geen eenvoudige zaak is. Met name is het al vrij duidelijk, dat van een relatief hoge bemonsteringsfrequentie moet worden uitgegaan. Dit hoofdstuk handelt over de relatie afvoer en P-gehalte, de bemonsteringsfrequentie en de wijze van berekenen van het fosfaattransport.

Het onderzoek werd uitgevoerd in de periode december 1979 - maart 1980 en juni - augustus 1980, bij meetpunt 7 in de Kleine Aa of Dommeltje (figuur 1.2)) en leidt tot de volgende konklusies:

- Tijdens piekafvoeren komen sterk verhoogde P-gehalten voor;
- De bemonsteringsfrequentie en de wijze waarop de P-afvoer wordt berekend zijn van grote invloed op het berekende P-transport en de fosfaatbalans;

- Het is daarom van groot belang om voor het opstellen van een fosfaatbalans de afgevoerde hoeveelheid P in een hoogwaterperiode nauwkeurig te meten.

7.3.2. Invloed afvoer op P-gehalte en belang van bemonsteringsfrequentie

In figuur 7.3.2-1 is voor beide perioden het verloop van het totaal-fosfaatgehalte en de afvoer weergegeven. Uit de figuur blijkt, dat gedurende beide onderzoeksperioden zowel zeer lage (0,08 mg P/l) als zeer hoge (1,58 mg P/l) P-gehalten werden gemeten en dat een en ander over het algemeen een samenhang vertoonde met de afvoer. De hoge P-gehalten werden veroorzaakt door fosfaat in het opgewoelde bodemslib. Het zal duidelijk zijn dat een meting in een afvoerpiek met veel slib van grote invloed kan zijn op het gemiddelde P-gehalte, dat doorgaans wordt gebruikt bij de berekening van het fosfaattransport. Vooral bij een lage bemonsteringsfrequentie wordt die invloed erg groot. Het omgekeerde is uiteraard ook waar: het missen van een afvoerpiek geeft een te laag gemiddelde. Een en ander wordt nader geïllustreerd aan de hand van tabel 7.3.2-1. Hier-

tabel 7.3.2-1

Gemiddelde van het totaal-fosfaatgehalte en waterafvoer in Kleine Aa nabij Boxtel.

	totaal-fosfaat-P (mg/l)						
	1979	1980					
	dec.	jan.	febr.	maart	april	mei	juni
routineprogramma	0,28	0,15	0,14	0,12	0,10	0,25	0,11
intensief programma	0,46	0,24	0,38	0,15	0,18	0,34	0,12
waterafvoer (m ³ /sec)	2,7	1,4	2,6	0,67	0,09	1,6	0,63

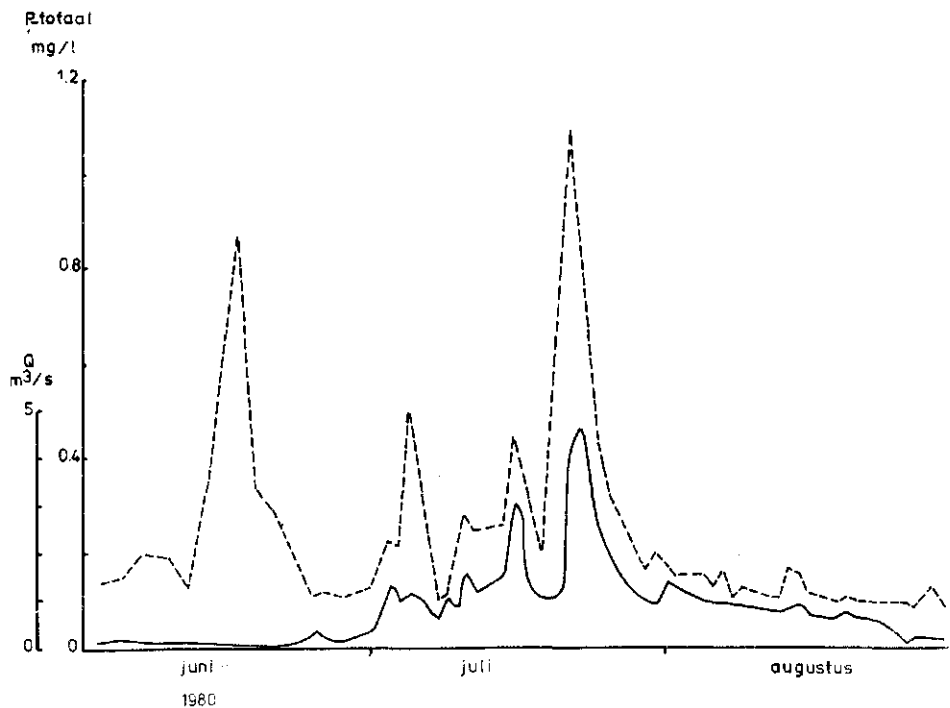
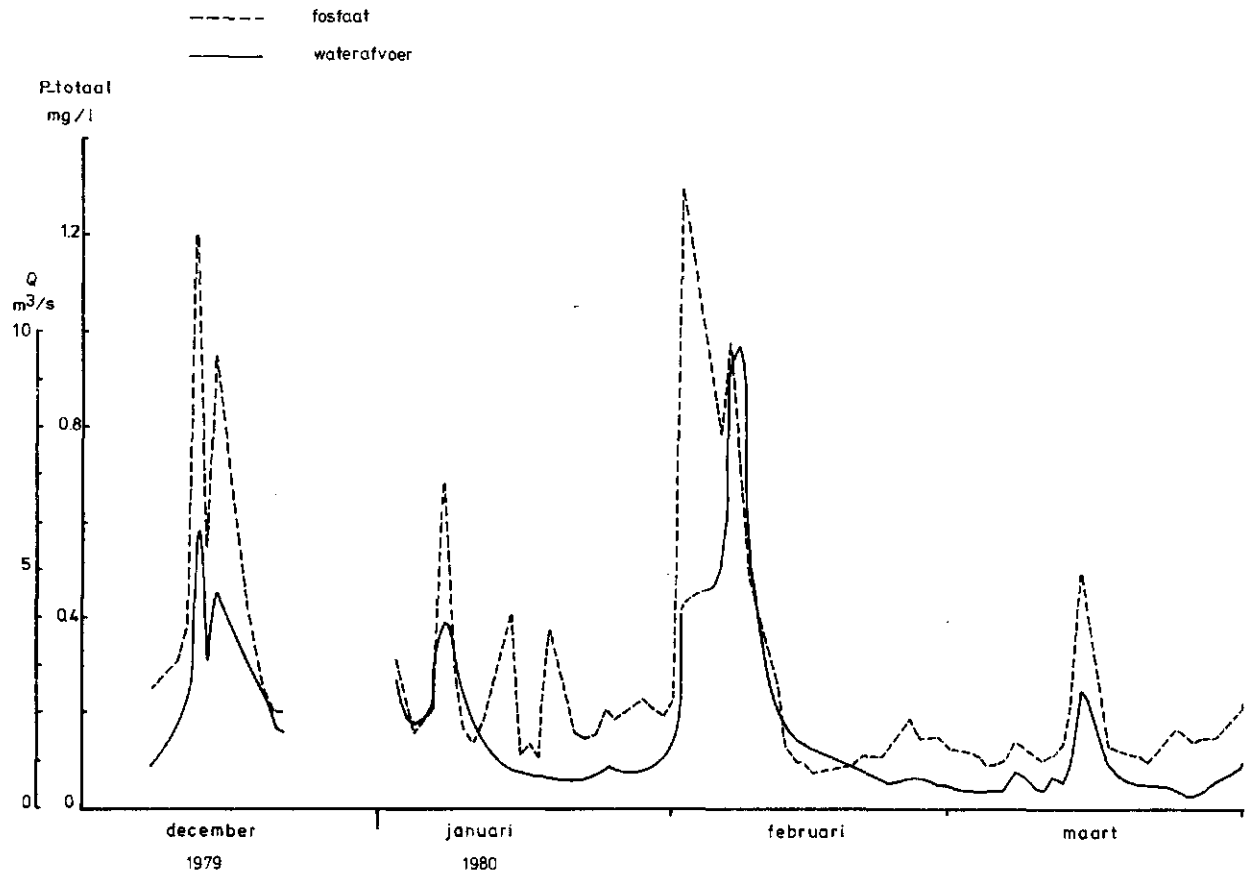
routine programma = bemonstering 2 x per maand

intensief programma = bemonstering op werkdagen

in is het maandgemiddelde van het totaal-fosfaatgehalte weergegeven bij twee bemonsteringen per maand ("routineprogramma") en dagelijkse bemonstering op werkdagen ("intensief programma").

Het berekende gemiddelde P-gehalte volgens het intensieve meetprogramma was over het algemeen hoger dan het gemiddelde volgens het routineprogramma. Dit is het gevolg van het niet registreren van de verhoogde P-gehalten tijdens de hoge afvoeren (figuur 7.3.2-1). Een en ander heeft directe gevolgen voor het berekende fosfaattransport.

figuur 7.3.2-1 totaal fosfaatgehalte en waterafvoer in Kleine Aa of Dommeltje nabij Boxtel



Invloed bemonsteringsfrequentie en berekeningsmethode op het fosfaattransport

In tabel 7.3.3-1 is het berekende P-transport weergegeven volgens het routine meetprogramma en het intensieve meetprogramma. Voor het laatste meetprogramma zijn tevens drie verschillende manieren gebruikt voor het berekenen van het P-transport.

tabel 7.3.3-1

Afgevoerde hoeveelheid totaalfosfaat-P in Kleine Aa nabij Boxtel, 1980.

	totaalfosfaat-P (kg)							
	jan.	febr.	maart	totaal	juni	juli	aug.	totaal
routine programma 1	560	900	220	1680	20	1070	190	1280
intensief programma 1	900	2470	270	3640	40	1450	200	1690
2	1210	4320	370	5900	40	2300	240	2580
3			340		30	2320	230	2580

1, 2 en 3 geeft de berekeningsmethode aan:

1 = maandgemiddelde van P-gehalte en maandgemiddelde van waterafvoer;

2 = momentopname van P-gehalte en momentopname van waterafvoer;

3 = momentopname van P-gehalte en gemiddelde dagafvoer van water volgens kontinu registratie.

De bemonsteringsfrequentie heeft een duidelijke invloed op het berekende fosfaattransport (vergelijk intensiefprogramma 1 met routineprogramma 1). Volgens intensiefprogramma 1 werd in beide perioden totaal circa 5,3 ton P afgevoerd, tegen bijna 3 ton P volgens het routineprogramma.

De berekeningsmethode blijkt echter eveneens van grote invloed te zijn op de berekende hoeveelheid: volgens methode 2 was de afgevoerde hoeveelheid P 50 - 60% groter dan volgens intensiefprogramma 1. Vergelijking van de resultaten verkregen volgens methode 2 en 3 geeft aan, dat de totale P-vracht berekend met momentopnamen van de waterafvoer en met het gemiddelde van de dagafvoer (volgens de continue debietmeting) geen verschil opleverde.

Voor de berekening van de totale afgevoerde hoeveelheid P uit het stroomgebied van de Beerze, werd het P-transport van de Beerzetak die afvoert naar de Dommel berekend met de ter plekke geregistreerde afvoer van water en de P-gehalten gemeten bij meetpunt 7. De afstand tussen beide punten bedraagt circa 1 km. De gesommeerde hoeveelheid P van beide Beerzetakken bedroeg volgens het intensieve programma 3 15,2 ton en volgens het routineprogramma 5,6 ton. Het verschil in P-transport bedraagt derhalve circa 10 ton. Een verschil dat in een fosfaatbalans van groot belang is, omdat het gebruik van de lage afvoer bijvoorbeeld kan leiden tot de konklusie, dat er sprake is van fosfaat, dat in de beek achterblijft (met andere woorden afvoer minus aanvoer is negatief). In het andere geval kan het tot de konklusie leiden, dat de fosfaatafvoer groter is dan de fosfaataanvoer naar de beek. Of wel in het ene geval fosfaatverrijking van de beekbodem en in het andere geval fosfaatuitspoeling van de beekbodem.

7.3.4. Fosfaattransport tijdens een hoogwaterperiode

In voorgaande paragrafen is duidelijk de invloed van afvoerpieken op het fosfaattransport naar voren gekomen. Hier wordt nog eens nader ingegaan op het fosfaattransport in een periode van hoogwater. Gebleken is dat in twee hoogwaterperioden, met een totale tijdsduur van twee weken, circa 50% van het halfjaarlijkse P-transport plaatsvond.

Gedurende de hoogwaterperioden 31 januari - 8 februari en 21 juli - 25 juli 1980 werden meerdere bemonsteringen uitgevoerd om het verloop van het P-gehalte, het debiet en het P-transport nauwkeuriger te volgen. De afgevoerde hoeveelheid P in de periode 31 januari - 8 februari werd berekend op 3100 kg en in de periode 21 - 25 juli op 1050 kg. Dit is respektievelijk circa 50% en circa 40% van de P-afvoer berekend voor respektievelijk de hele periode januari - maart (5900 kg) en juni - augustus (2580 kg). Dit betekent, dat in een relatief korte tijdsduur - 2 weken - circa 50% van de halfjaarlijkse P-afvoer ter grootte van circa 8500 kg P plaatsvond. Volgens het routineprogramma bedroeg het P-transport gedurende deze 6 maanden circa 3000 kg P. Dit is "slechts" 35% van de hoeveelheid berekend volgens het intensieve programma.

7.4. Het effect van de defosfatering op de fosfaatafvoer

7.4.1. Inleiding

De afgevoerde hoeveelheid fosfaat is de resultante van de fosfaatbelasting door verschillende bronnen en de zich in de beek afspelende processen. Voor de berekening van de afgevoerde hoeveelheid fosfaat aan het einde van het stroomgebied is kennis over de bronnen en processen niet noodzakelijk. Voor het zichtbaar maken van het effect van de defosfatering op de afgevoerde hoeveelheid fosfaat kan volstaan worden met de berekening van de P-afvoer op meetpunten 1, 2, 4 en 7 (zie figuur 1.2). De waterafvoer van de Beerze is gedurende het winterhalfjaar 2 - 3 maal zo hoog als in het zomerhalfjaar. Door deze onregelmatigheid in de afvoer en de daarmee gepaard gaande verschillen in stroomsnelheid, is het zinvol onderscheid te maken tussen zomer- en winterhalfjaar. Bij de berekening van de afgevoerde hoeveelheid fosfaat per jaar wordt deze daarom niet per kalenderjaar berekend, maar van april (begin zomerhalfjaar) tot en met maart het volgende jaar (eind winterhalfjaar).

In hoofdstuk 7.3.3 is gebleken dat de berekende fosfaattransporten in de beek vanwege een te lage bemonsteringsfrequentie (twee maal per maand) te laag uitvallen. Voor de beoordeling van het effect van de defosfatering heeft dit echter geen gevolgen, omdat hierbij twee situaties worden vergeleken met dezelfde (te lage) bemonsteringsfrequentie. Voor inzicht in fosfaatverliezen die in de beek optreden (bezinking) kan dit echter vooral voor het winterhalfjaar wel gevolgen hebben.

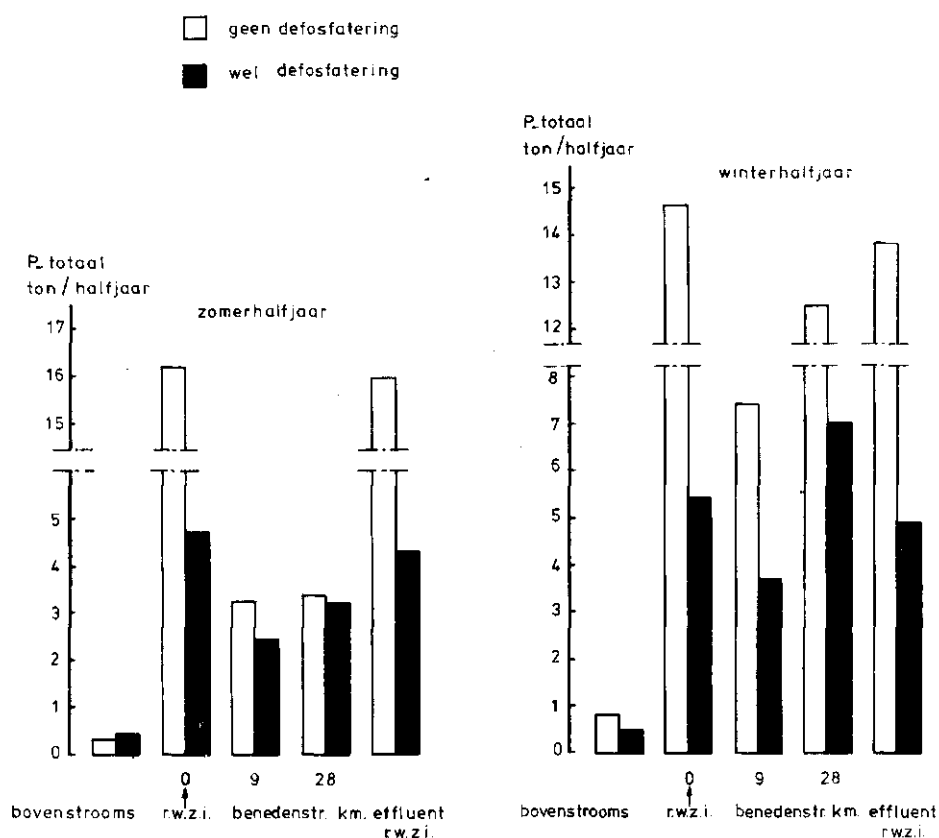
7.4.2. Het effect van de defosfatering gedurende het zomerhalfjaar

In figuur 7.4.2-1 is de gemiddelde berekende fosfaatafvoer voor de zomerhalfjaren weergegeven voor de r.w.z.i. en een aantal bemonsteringspunten in de Beerze.

De P-afvoer van de r.w.z.i. Hapert werd als gevolg van de defosfatering met gemiddeld circa 12 ton P per zomerhalfjaar gereduceerd (dit is circa 75%). Deze reductie kwam alleen op het lozingspunt tot uitdrukking in een aanzienlijke vermindering van de afgevoerde hoeveelheid fosfaat.

Uit vergelijking van de berekende fosfaatafvoer op de twee bemonsteringspunten benedenstrooms de r.w.z.i. onder omstandigheden van alleen biologische zuivering en biologische zuivering met defosfatering blijkt, dat er geen al te grote verschillen optraden. Gekonkludeerd moet worden, dat de fosfaatverwijdering op de r.w.z.i. gedurende het zomerhalfjaar niet heeft geleid tot een vermindering van de fosfaatafvoer uit het stroomgebied.

figuur 74.2-1 gemiddelde afvoer totaalfosfaat afkomstig van r.w.z.i. en op enkele punten in Beerze



Tussen het lozingspunt (0 km) en het eerste bemonsteringspunt (9 km) neemt de P-afvoer sterk af. Onder omstandigheden van defosfatering blijkt deze afname aanzienlijk te zijn gereduceerd en wel met gemiddeld cirka 11 ton P per zomerhalfjaar. Deze afname dekt nagenoeg de afname in de P-afvoer van de r.w.z.i. Aangenomen moet worden dat hier sprake is van fosfaatverlies door bezinking als gevolg van lage stroomsnelheden en door wegzijging van water (hoofdstuk 2), waardoor het fosfaat in of op de bodem terecht komt.

7.4.3. Het effect van de defosfatering gedurende het winterhalfjaar

In figuur 7.4.3-1 is de gemiddelde berekende fosfaatafvoer voor de winterhalfjaren weergegeven voor de r.w.z.i. en een aantal bemonsteringspunten in de Beerze

De P-afvoer van de r.w.z.i. werd als gevolg van de defosfatering met gemiddeld cirka 9 ton per winterhalfjaar gereduceerd (dit is cirka 65%). Deze reductie kwam eveneens tot uitdrukking in verlaagde P-afvoeren in de beek. De reductie op het laatste bemonsteringspunt bedroeg onder omstandigheden van defosfatering ten opzichte van de situatie met alleen biologische zuivering cirka 5,5 ton P (cirka 40%). Dit in tegenstelling tot de zomerhalfjaren waarin tussen beide situaties geen verschil werd gekonstateerd.

Bij beschouwing van figuur 7.4.3-1 valt op, dat zich ook gedurende het winterhalfjaar op de eerste negen kilometer benedenstrooms de r.w.z.i. fosfaatverrijking van de bodem zou voordoen. Verwezen wordt naar de opmerking in paragraaf 7.1 met betrekking tot de bemonsteringsfrequentie. Vooral in de winterperiode met een hogere waterafvoer en veelvuldiger optredende piekafvoeren (figuur 2.1) is het dubieus of er inderdaad sprake kan zijn van fosfaattransport naar de bodem.

8. De fosfaatbalans

8.1. Inleiding

Voor het opstellen van de fosfaatbalans is kennis omtrent de herkomst en afvoer van fosfaat noodzakelijk. Toevoer van fosfaat vindt plaats door:

1. regenwater
2. grondwater
3. ongezuiverde lozingen: a. rioolwateroverstorten
b. huishoudens
4. effluent van rioolwaterzuiveringsinrichting Hapert
5. landbouw

Afvoer van fosfaat vindt plaats door:

1. opslag in en/of op de beekbodem
2. vastlegging in waterplanten
3. inundatie
4. afvoer uit het stroomgebied

Een balans geeft een overzicht van het aandeel van de verschillende activiteiten, die vallen onder aanvoer en afvoer. Het kwantificeren van het aandeel van ieder dezer activiteiten is een moeilijke materie. Vaak moet op indirecte wijze of door schattingen een benadering worden gemaakt. Bij het opstellen van de fosfaatbalans voor het stroomgebied van de Beerze zal blijken wat voor konsekventies dit heeft voor het beeld van de fosfaathuishouding en het effect van de defosfatering daarop.

Afhankelijk van aannamen en schattingen ontstaan verschillende uitkomsten. In de volgende paragrafen worden twee balansen besproken die verkregen zijn door verschillende aannamen en schattingen voor het aandeel van bepaalde posten op de balans. De toevoer- en afvoerposten van fosfaat worden nader besproken en toegelicht in bijlage I.

8.2. Fosfaatbalans A

Aangenomen wordt dat de bijdrage van de landbouw en de natuurlijke uitspoeling respectievelijk 0,6 kg P/ha.jaar en 0,22 kg P/ha.jaar bedraagt.

In de balans wordt de post "berging in bodemslib" als sluitpost gebruikt. De balans is opgenomen in tabel 8.2-1.

tabel 8.2-1

Fosfaatbalans A voor het stroomgebied van de Beerze.

Aanname: konstante bijdrage landbouw en natuurlijke uitspoeling. Berging bodemslib sluitpost.

	P als totaalfosfaat (ton)			
	1977 - 1978	1978 - 1979	1979 - 1980	1980 - 1981
<u>toevoer:</u>				
effluent r.w.z.i. Hapert	26,5 (54,2)	21,5 (56,0)	9,7 (36,7)	7,2 (30,0)
ongezuiverde huishoudelijke lozingen	5,8 (11,9)	-	-	-
verspreide bebouwing	4,3 (8,8)	4,6 (12,0)	4,4 (16,7)	4,5 (18,7)
landbouw	7,2 (14,7)	7,2 (18,8)	7,2 (27,3)	7,2 (30,0)
natuurlijke uitspoeling	5,1 (10,4)	5,1 (13,2)	5,1 (19,3)	5,1 (21,3)
	48,9 (100)	38,4 (100)	26,4 (100)	24,0 (100)
<u>afvoer:</u>				
via water op laatste meetpunt	44,7 (91,4)	41,7 (108,6)	29,8 (112,9)	27,3 (113,7)
waterplanten	0,5 (1,0)	0,5 (1,3)	0,5 (1,9)	0,5 (2,1)
berging in bodemslib	3,7 (7,6)	-3,8 (-9,9)	-3,9 (-14,8)	-3,8 (-15,8)
	48,9 (100)	38,4 (100)	26,4 (100)	24,0 (100)

() procentuele aandeel

In de eerste twee perioden bepaalde de r.w.z.i. Hapert voor ruim 50% de fosfaatbelasting van de Beerze. De bijdrage uit de landbouw varieerde van ongeveer 15% tot 19%. In de vierde periode werd door defosfatering het aandeel van de r.w.z.i. teruggebracht tot 30% en kwam daarmee overeen met het aandeel uit de landbouw. Het aandeel van de natuurlijke uitspoeling en de verspreide bebouwing was respectievelijk circa 21% en circa 19%.

Indien een nog verdergaande terugdringing van de eutrofiëring noodzakelijk zou worden geacht, kan dat volgens deze balans alleen bewerkstelligd worden door saneringen in de landbouw en verspreide bebouwing.

In 1977 - 1978 werd 3,7 ton P in de beekbodem geborgen.

In de overige jaren zou - als gevolg van uitspoeling van de beekbodem - de afvoer jaarlijks circa 4 ton P groter zijn geweest dan de toevoer. Ook al treedt onder omstandigheden van defosfatering

op jaarbasis een netto uitspoeling op van de beekbodem, dan nog moet rekening worden gehouden met een tijdelijke opslag van fosfaat in de bodem gedurende het zomerhalfjaar (hoofdstuk 7). Het signaleren van deze tijdelijke verrijking is van belang in verband met de gedurende het zomerhalfjaar optredende groei van waterplanten.

8.3. Fosfaatbalans B

Aangenomen wordt, dat alle fosfaat dat gedurende het zomerhalfjaar in de bodem terecht komt, gedurende het winterhalfjaar wordt afgevoerd (dus geen P-berging). Tevens wordt het aandeel van de waterplanten verwaarloosbaar klein geacht. Landbouw is sluitpost en de natuurlijke uitspoeling is berekend aan de hand van de afgevoerde hoeveelheid grondwater (= afgevoerde hoeveelheid water op het laatste meetpunt minus het effluent van de r.w.z.i.) en het P-gehalte in het grondwater (0,12 mg P/l). De balans is opgenomen in tabel 8.3-1.

tabel 8.3-1

Fosfaatbalans B voor het stroomgebied van de Beerze.

Aanname: geen berging bodemslib.

Landbouw is sluitpost.

	P als totaalfosfaat (ton)			
	1977-1978	1978-1979	1979-1980	1980-1981
<u>toevoer:</u>				
effluent r.w.z.i. Hapert	26,5 (59,3)	21,5 (51,6)	9,7 (32,6)	7,2 (26,4)
ongezuiverde huishoudelijke lozingen	5,8 (13,0)	-	-	-
verspreide bebouwing	4,3 (9,6)	4,6 (11,0)	4,4 (14,8)	4,5 (16,5)
natuurlijke uitspoeling (berekend)	6,0 (13,4)	6,4 (15,3)	7,1 (23,8)	7,4 (27,1)
landbouw	2,1 (4,7)	9,2 (22,1)	8,6 (28,9)	8,2 (30,0)
	44,7 (100)	41,7 (100)	29,8 (100)	27,3 (100)
<u>afvoer:</u>				
via water op laatste meetpunt	44,7 (100)	41,7 (100)	29,8 (100)	27,3 (100)

() procentuele aandeel

Het aandeel van de r.w.z.i. in de P-belasting neemt als gevolg van de defosfatering af van cirka 60% naar cirka 26%. De als sluitpost berekende bijdrage vanuit de landbouw neemt toe van cirka 5% onder omstandigheden van alleen biologische zuivering tot cirka 30% bij biologische zuivering en fosfaatverwijdering. Hiermee is het aandeel van beide bronnen in de fosfaatbelasting bij defosfatering ongeveer even groot. Het aandeel van de r.w.z.i. is gehalveerd. Bij de vorige balans werd een konstante P-toevoer vanuit de landbouw verondersteld. Volgens fosfaatbalans B varieerde deze per ha landbouwgrond van 0,18 - 0,77 kg P/ha.jaar. Wanneer ervan wordt uitgegaan, dat de bijdrage van de landbouw niet via het grondwater komt, maar geheel door afspoeling, dan bedraagt deze (8.000 ha): 0,26 - 1,15 kg P/ha.jaar (zie voor begrip afspoeling bijlage I).

8.4. Vergelijking van de balansen

Ter vergelijking van de twee balansen en de invloed van de defosfatering zijn in tabel 8.4-1 de perioden 1977 - 1978 (géén defosfatering) en 1980 - 1981 (wél defosfatering en laagste P-belasting door effluent) weergegeven.

Uit de balansen blijkt, dat zonder defosfatering de r.w.z.i. de belangrijkste belastende bron is. Bij defosfatering neemt het relatieve aandeel van andere bronnen in de fosfaatbelasting sterk toe. Hierbij wordt de invloed vanuit de landbouw minstens zo groot als die van de r.w.z.i. Wanneer echter aan de afvoerkant van balans B wél een post fosfaatberging in het bodemslib zou worden opgenomen, dan neemt noodzakelijkerwijs het aandeel van de landbouwpost, aan de toevoerkant als sluitpost opgenomen, toe. Het procentuele aandeel van de r.w.z.i. neemt dan echter af. De fosfaatbalans geeft daarom slechts een beeld dat betrekkelijk is. De keuze van de sluitpost en de mogelijkheid om de mate van berging van fosfaat in het bodemslib te bepalen, zijn sterk bepalend voor dat beeld.

De betrekkelijkheid van de fosfaatbalans wordt nog groter wanneer rekening wordt gehouden met het feit, dat het hier een jaARBALANS betreft, die de grote hydrologische verschillen tussen zomerhalfjaar en winterhalfjaar nivelleert. Die hydrologische verschillen

tabel 8.4-1

Vergelijking fosfaatbalansen onder omstandigheden van wel en geen defosfatering.

defosfatering	P-balans A				P-balans B			
	geen		wel		geen		wel	
	1977 - 1978		1980 - 1981		1977 - 1978		1980 - 1981	
	kg P/ ha.jr	%	kg P/ ha.jr	%	kg P/ ha.jr	%	kg P/ ha.jr	%
<u>toevoer:</u>								
effluent r.w.z.i. Hapert	1,15	54,2	0,31	30,0	1,15	59,3	0,31	26,1
ongezuiverde huis- houdelijke lozingen	0,25	11,9	-	-	0,25	12,9	-	-
verspreide bebouwing	0,19	8,8	0,20	18,7	0,19	9,8	0,20	16,8
natuurlijke uit- spoeling	0,22	10,4	0,22	21,3	0,26	13,4	0,32	26,9
landbouw	0,31	14,7	0,31	30,0	0,09	4,6	0,36	30,2
totaal	2,12	100	1,04	100	1,94	100	1,19	100
<u>afvoer:</u>								
via water op laatste meetpunt	1,94	91,4	1,19	113,7	1,94	100	1,19	100
waterplanten	0,02	1,0	0,02	2,1				
berging in bodemslib	0,16	7,6	-0,17	-15,8				
totaal	2,12	100	1,04	100				

zijn het gevolg van respectievelijk een neerslagtekort in het zomerhalfjaar (veel verdamping) en een neerslagoverschot in het winterhalfjaar. Hiermee samenhangend zal ook de bijdrage vanuit de landbouw, bij afwezigheid van mest- en gierlozingen, tussen zomer en winter aanzienlijk verschillen. In de winter zal uitgespoeld landbouwfosfaat echter geen rol van betekenis spelen. Vanwege de dan heersende hoge afvoeren fungeert de beek als transportsysteem van water en stoffen uit het stroomgebied. In feite zou daarom voor beken uitgegaan moeten worden van een aparte zomer- en winterhalfjaarbals. Deze balansen kunnen echter als beleidsinstrument voor de waterkwaliteitsbeheerder alleen zinvol zijn wanneer aan de voorwaarde kan worden worden voldaan dat (meer) kennis wordt verkregen over de bijdrage van de landbouw, die in feite nu nog de grote onbekende bron is. In de bijdrage vanuit deze

bron kan alleen dan meer inzicht worden verkregen wanneer meer bekend is over de fosfaatberging in het bodemslib, de invloed van zandvangers en het fosfaatverlies als gevolg van inundaties.

Uit voorgaande moge blijken, dat het opstellen van een fosfaatbalans voor het stroomgebied van de Beerze een zeer moeilijke en betrekkelijke aangelegenheid is, waardoor de waarde van de balans eveneens zeer betrekkelijk is.

Op grond van dit onderzoek kan al wel reeds worden gekonkludeerd, dat het niet mogelijk is betrouwbare fosfaatbalansen op te stellen voor de diverse stroomgebieden in Oost-Brabant.

9. Effekt van de defosfatering op de waterkwaliteit

9.1. Inleiding

Naast het uitgebreide onderzoek naar de invloed van defosfatering op enkele fysische- en chemische oppervlaktewaterparameters werd eveneens onderzoek verricht naar de invloed op diatomeeëngemeenschappen en de biologische- en chemische waterkwaliteit (zie bijlage II).

De diatomeeën vormen een groep van algen, die wordt gekenmerkt door verkiezelde celwanden. Over de oekologie van diatomeeën is relatief veel bekend. De in dit onderzoek gebruikte oekologische indikatiewaarden zijn ontleend aan uit diverse bronnen verzamelde gegevens door H. van Dam (R.I.N.).

Het onderzoek naar de waterkwaliteit volgens biologische maatstaven werd uitgevoerd aan de hand van de makrofauna (systeem Moller Pillot, 1971) en gevolgd met de kwaliteitsindex (KI) (Gardeniers en Tolkamp, 1976).

De beoordeling van de chemische waterkwaliteit werd uitgevoerd zoals vastgelegd in het Indicatieve Meerjarenprogramma water (I.M.P.) 1980 - 1984.

Gekonstateerd werd, dat de defosfatering een kwalitatief positieve invloed had op de samenstelling van de diatomeeëngemeenschappen, de biologische waterkwaliteit, terwijl de chemische waterkwaliteit iets afnam.

9.2. De diatomeeëngemeenschap

Daar het effluent van de r.w.z.i. een neutraliserende uitwerking heeft op het zure karakter van de Beerze (hoofdstuk 5) werd vooral aandacht besteed aan de invloed hiervan op de samenstelling van diatomeeëngemeenschappen. De verschillende diatomeeënsoorten stellen uiteenlopende eisen aan de zuurgraad (pH) voor een optimale ontwikkeling. Veranderingen in de samenstelling van een gemeenschap weerspiegelt veranderingen in de zuurgraad in het omringende milieu. Voor de gevoeligheid werd de indeling van Hustedt (1939) gevolgd:

acidobiont (acb)-voorkomend bij pH-waarden kleiner dan 7 met een optimale ontwikkeling bij pH lager dan 5,5;
acidofiel (acf)-voorkomend tot pH-waarden van ongeveer 7, maar met een optimale ontwikkeling beneden pH = 7;
circumneutraal (cir)-voorkomend bij pH = 7, maar beste ontwikkeling bij hogere waarden.

De gegevens uit het onderzoek 1977 - 1981 zijn weergegeven in figuur 9.2-1. Hierin is de procentuele samenstelling van de diatomeeëngemeenschappen weergegeven als gemiddelde voor de jaren zonder en met defosfatering.

Alleen biologische zuivering

Direkt benedenstrooms de r.w.z.i. werd ten opzichte van bovenstrooms een zeer grote afname in het aandeel van de acidobionte soorten gekonstateerd i.c. *Eunotia exigua* van cirka 87% naar cirka 22%. Daarentegen werd een toename van circumneutrale en alkalifiele soorten waargenomen respectievelijk van cirka 50% en cirka 10%).

Verder stroomafwaarts neemt het aandeel van de alkalifiele soorten verder toe, terwijl de circumneutrale soorten weer afnemen (tot respectievelijk maximaal 82% en minimaal cirka 11%).

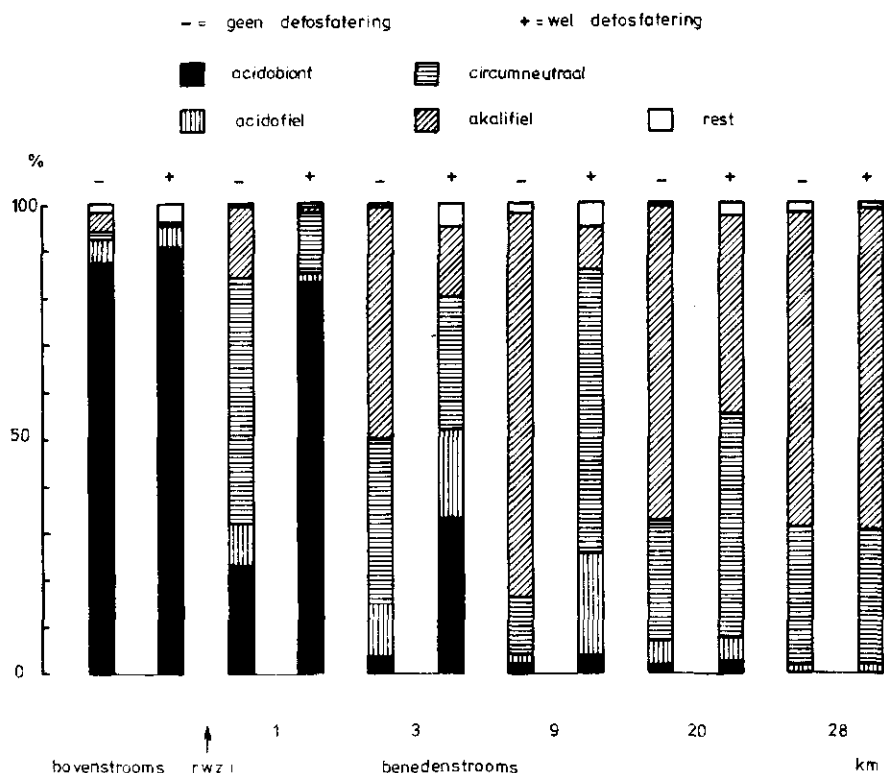
Biologische zuivering en defosfatering

Direkt benedenstrooms de r.w.z.i. is het aandeel van de acidobionte soorten (i.c. *Eunotia exigua*) sterk toegenomen. Ten opzichte van de toestand zonder defosfatering van cirka 22% naar cirka 83%. Op cirka 3 km benedenstrooms de r.w.z.i. blijkt het aandeel van de acidobiontesoorten eveneens sterk toegenomen: van cirka 4% naar cirka 32%. Het aandeel alkalifiele soorten is daarentegen aanzienlijk gereduceerd: van cirka 49% naar cirka 15%.

Verder benedenstrooms neemt het aandeel van de acidobionte soorten weer sterk af. Op 9 km benedenstrooms de r.w.z.i. zijn de circumneutrale soorten duidelijk dominant (cirka 60%), terwijl zonder defosfatering de alkalifiele soorten overheersen (cirka 82%).

Op 20 km benedenstrooms de r.w.z.i. blijkt de invloed van de defosfatering nog merkbaar uit de procentuele verdeling van de circumneutrale en alkalifiele soorten. Op het laatste meetpunt is echter geen invloed meer waar te nemen.

figuur 9.2-1 gemiddelde procentuele samenstelling diatomeeëngemeenschappen in Beerze volgens zuurgraadgevoeligheid, zomerhalfjaar 1977-1981



Uit bovenvermelde gegevens blijkt, dat het effluent van de r.w.z.i. gedurende de periode van defosfatering het zure karakter van de Beerze aanzienlijk minder nivelleerde, dan met alleen biologische zuivering. Als gevolg van de defosfatering treedt over een traject van cirka 20 kilometer een duidelijke verandering op in de samenstelling van de diatomeeëngemeenschappen en wel ten gunste van de acidobionte en circumneutrale soorten.

9.3. De biologische waterkwaliteit

In figuur 9.3-1 is de ontwikkeling van de biologische waterkwaliteit weergegeven. De in de figuur aangegeven waarde van de kwaliteitsindex is het gemiddelde van in het algemeen drie over het zomerhalfjaar verspreide waarnemingen (in 1978 waren dit twee waarnemingen).

Uit de gegevens blijkt, dat in de jaren met alleen biologische zuivering op het eerste punt benedenstrooms de r.w.z.i. (1 km) een lagere gemiddelde kwaliteitsindex werd gevonden dan in de jaren met defosfatering. Een en ander impliceert dat, als gevolg van de defosfatering direkt benedenstrooms de r.w.z.i. een verbetering in de biologische waterkwaliteit valt te konstateren. Verder stroomafwaarts zijn geen verschillen te konstateren tussen de jaren met en zonder defosfatering.

figuur 9.3-1 biologische waterkwaliteit Beerze, zomerhalfjaar 1977-1981

volgens kwaliteitsindex						
- geen defosfatering -		+ wel defosfatering				
kleurcode						
kwaliteitsindex		100-180	181-260	261-340	341-420	421-500
kwaliteit		zeer slecht	slecht	matig	goed	zeer goed
jaar		1977	1978	1979	1980	1981
defosfatering		-	+	+	+	-
bovenstrooms r.w.z.i.						
ca 1 km benedenstr. r.w.z.i.						
ca 4 km " "						
ca 9 km " "						
ca 16 km " "						
ca 20 km " "						
ca 28 km " "						

Uitgedrukt in kwalitatieve beoordelingstermen kan worden gesteld dat de biologische waterkwaliteit cirka 1 km benedenstrooms de r.w.z.i. volgens de gehanteerde methode in de periode waarin defosfatering werd toegepast vooruitging van slecht-matig naar matig.

9.4. De chemische waterkwaliteit

In figuur 9.4-1 is de ontwikkeling van de chemische waterkwaliteit weergegeven. Het in de figuur ingevulde puntengemiddelde is het gemiddelde van twaalf over het zomerhalfjaar verspreide bemonsteringen (twee per maand).

De gegevens leiden tot de konklusie, dat het puntengemiddelde in de jaren met defosfatering hoger is dan in de jaren zonder defosfatering, hetgeen een lichte achteruitgang van de waterkwaliteit impliceert. De oorzaak was het duidelijk verhoogde ammoniumgehalte. In kwalitatieve termen uitgedrukt tendeerde de kwaliteit zonder defosfatering van goed naar zeer goed en met defosfatering is de waterkwaliteit goed te noemen.

figuur 9.4-1 chemische waterkwaliteit Beerze zomerhalfjaar 1977-1981

- geen defosfatering	+ wel defosfatering				
kleurcode					
puntengemiddelde	30-45	46-75	76-105	106-135	136-150
kwaliteit	zeer goed	goed	matig	slecht	zeer slecht
jaar	1977	1978	1979	1980	1981
defosfatering	-	+	+	+	-
bovenstrooms r.w.z.i.					
ca 1 km benedenstr r.w.z.i.					
ca 9 km " "					
ca 16 km " "					
ca 20 km " "					
ca 25 km " "					

9.5. Konklusie

Als gevolg van de defosfatering werd over een afstand van circa 20 km een duidelijke verandering geconstateerd in de samenstelling van de diatomeeëngemeenschap benedenstrooms de r.w.z.i. De verandering duidt op een lagere pH-waarde (of: water wat zuurder is). Dit wijst erop, dat het van nature zure karakter van het water in de beek bovenstrooms de r.w.z.i., door de defosfatering minder wordt aangetast.

Ten tijde van de jaren met defosfatering werd voor het zomerhalfjaar een lichte verbetering in de biologische waterkwaliteit geconstateerd: van slecht-matig naar matig. Dit wijst op een lichte afname in de organische verontreiniging.

In tegenstelling hiermee was de chemische waterkwaliteit in de periode met defosfatering iets afgenomen, echter nog wel goed te noemen.

Bijlage I bij hoofdstuk 8 "De fosfaatbalans"

Fosfaataanvoer

1. Regenwater

In hoofdstuk 3 werd reeds uiteengezet, dat de neerslag als direkte fosfaatbron te verwaarlozen is. Deze bron wordt dan ook niet opgenomen in de fosfaatbalans.

2. Grondwater

Voor de fosfaataanvoer via het grondwater wordt aangenomen, dat de afvoer op het laatste meetpunt, verminderd met de hoeveelheid effluent van de r.w.z.i., de hoeveelheid afgevoerd grondwater aangeeft. Geen rekening kan worden gehouden met wegzijging van water, daar de hoeveelheden die hiermee gemoeid zijn onbekend zijn. Met behulp van het gemiddelde P-gehalte (0,12 mg P/l) in het grondwater kan een (theoretische) P-belasting van de beek worden berekend. Het is onbekend welk deel van de 0,12 mg P per liter grondwater meegevoerd wordt in de grondwaterstroom naar de beek. Evenzo is het onbekend, welk deel hiervan in de beekbodem op welke diepte achterblijft en welk deel uiteindelijk direkt tot afvoer komt. Het gemiddelde P-gehalte van 0,07 mg P/l bovenstrooms de r.w.z.i. komt echter qua orde van grootte overeen met het gemiddelde P-gehalte van het grondwater; te meer daar rekening moet worden gehouden met fosfaatbinding in de bodem. Daar het gemiddelde P-gehalte vrijwel niet afwijkt van het P-gehalte in het grondwater onder natuurgebieden (hoofdstuk 3) wordt de fosfaataanvoer door het grondwater in fosfaatbalans B opgenomen als post "natuurlijke uitspoeling".

3. Ongezuiverde lozingen

a. rioolwateroverstorten

De fosfaataanvoer vanuit rioolwateroverstorten is niet onderzocht. Aangenomen wordt wel eens, dat een hoeveelheid afvalwater ter grootte van circa 10% van de jaaraanvoer op een r.w.z.i. direkt naar het oppervlaktewater overstort.

In enkele jaren tijds zal recent vanwege de STORA gestart onderzoek (1981) meer inzicht verschaffen in de uitworp van overstorten. Op de fosfaatbalans van de Beerze wordt geen post voor rioolwateroverstorten opgenomen.

b. huishoudens

In 1977 vonden nog ongezuiverde lozingen plaats via de rioleringen van de plaatsen Casteren, Hoogeloon, Netersel en Vessem. Aansluiting op de r.w.z.i. werd gerealiseerd in de periode oktober - december. Geschat wordt, dat door circa 4000 inwoners via de riolering ongezuiverd huishoudelijk afvalwater werd geloosd. Aangehouden wordt dat circa 4 g P per inwoner per dag werd geloosd. Met behulp van gegevens van de gemeenten en van het Waterschap wordt geschat dat circa 1300 woningen afvalwater lozen middels een eigen voorziening (septictank). Aannemende 3,5 inwoner per woning (à 4 g P/inw.dag) en een fosfaatreduktie in de septictank van circa 35% (Somers 1978), wordt de bijdrage in de P-belasting geschat op circa 4 ton. De lozing van een camping en een vormingscentrum wordt geschat op 0,3 - 0,6 ton P/jaar.

4. Effluent van r.w.z.i. Hapert

De fosfaataanvoer afkomstig van de r.w.z.i. is door meting van de debieten en geregelde bemonsteringen van het effluent relatief goed te kwantificeren. De berekende hoeveelheden zijn opgenomen in tabel I-1.

tabel I-1

hoeveelheid totaalfosfaat geloosd door r.w.z.i. op Beerze

	totaalfosfaat (ton P)			
	1977-1978	1978-1979	1979-1980	1980-1981
zomerhalfjaar	14,5	5,8	3,1	4,1
winterhalfjaar	12	15,7	6,6	3,1
totaal	26,5	21,5	9,7	7,2

Bijlage I bij hoofdstuk 8 "De fosfaatbalans"

Fosfaataanvoer

1. Regenwater

In hoofdstuk 3 werd reeds uiteengezet, dat de neerslag als direkte fosfaatbron te verwaarlozen is. Deze bron wordt dan ook niet opgenomen in de fosfaatbalans.

2. Grondwater

Voor de fosfaataanvoer via het grondwater wordt aangenomen, dat de afvoer op het laatste meetpunt, verminderd met de hoeveelheid effluent van de r.w.z.i., de hoeveelheid afgevoerd grondwater aangeeft. Geen rekening kan worden gehouden met wegzijging van water, daar de hoeveelheden die hiermee gemoeid zijn onbekend zijn. Met behulp van het gemiddelde P-gehalte (0,12 mg P/l) in het grondwater kan een (theoretische) P-belasting van de beek worden berekend. Het is onbekend welk deel van de 0,12 mg P per liter grondwater meegevoerd wordt in de grondwaterstroom naar de beek. Evenzo is het onbekend, welk deel hiervan in de beekbodem op welke diepte achterblijft en welk deel uiteindelijk direkt tot afvoer komt. Het gemiddelde P-gehalte van 0,07 mg P/l bovenstrooms de r.w.z.i. komt echter qua orde van grootte overeen met het gemiddelde P-gehalte van het grondwater; te meer daar rekening moet worden gehouden met fosfaatbinding in de bodem. Daar het gemiddelde P-gehalte vrijwel niet afwijkt van het P-gehalte in het grondwater onder natuurgebieden (hoofdstuk 3) wordt de fosfaataanvoer door het grondwater in fosfaatbalans B opgenomen als post "natuurlijke uitspoeling".

3. Ongezuiverde lozingen

a. rioolwateroverstorten

De fosfaataanvoer vanuit rioolwateroverstorten is niet onderzocht. Aangenomen wordt wel eens, dat een hoeveelheid afvalwater ter grootte van circa 10% van de jaaraanvoer op een r.w.z.i. direkt naar het oppervlaktewater overstort.

In enkele jaren tijds zal recent vanwege de STORA gestart onderzoek (1981) meer inzicht verschaffen in de uitworp van overstorten. Op de fosfaatbalans van de Beerze wordt geen post voor rioolwateroverstorten opgenomen.

b. huishoudens

In 1977 vonden nog ongezuiverde lozingen plaats via de rioleringen van de plaatsen Casteren, Hoogeloon, Netersel en Vessem. Aansluiting op de r.w.z.i. werd gerealiseerd in de periode oktober - december. Geschat wordt, dat door circa 4000 inwoners via de riolering ongezuiverd huishoudelijk afvalwater werd geloosd. Aangehouden wordt dat circa 4 g P per inwoner per dag werd geloosd. Met behulp van gegevens van de gemeenten en van het Waterschap wordt geschat dat circa 1300 woningen afvalwater lozen middels een eigen voorziening (septictank). Aannemende 3,5 inwoner per woning (à 4 g P/inw.dag) en een fosfaatreduktie in de septictank van circa 35% (Somers 1978), wordt de bijdrage in de P-belasting geschat op circa 4 ton. De lozing van een camping en een vormingscentrum wordt geschat op 0,3 - 0,6 ton P/jaar.

4. Effluent van r.w.z.i. Hapert

De fosfaataanvoer afkomstig van de r.w.z.i. is door meting van de debieten en geregelde bemonsteringen van het effluent relatief goed te kwantificeren. De berekende hoeveelheden zijn opgenomen in tabel I-1.

tabel I-1

hoeveelheid totaalfosfaat geloosd door r.w.z.i. op Beerze

	totaalfosfaat (ton P)			
	1977-1978	1978-1979	1979-1980	1980-1981
zomerhalfjaar	14,5	5,8	3,1	4,1
winterhalfjaar	12	15,7	6,6	3,1
totaal	26,5	21,5	9,7	7,2

5. Landbouw

De fosfaattoevoer naar het oppervlaktewater als gevolg van agrarische activiteiten is moeilijk te kwantificeren en kan op verschillende manieren tot stand komen:

- a. uitspoeling via het grondwater
- b. via (illegale) mest- en gierlozingen
- c. via directe verliezen bij het verspreiden van meststoffen
- d. afspoeling via oppervlakkige afvoer.

ad.a

Daar het gemiddelde P-gehalte in het grondwater vrijwel niet afwijkt van dat onder natuurgebieden (hoofdstuk 3), wordt aangenomen dat er geen sprake is van fosfaataanvoer via het grondwater als gevolg van agrarische activiteiten.

ad.b

Bij een inventarisatie in 1976 werden in het stroomgebied van de Beerze mest- en gierlozingen gekonstateerd, waarvan een rechtstreeks op de Beerze. De overige lozingen vonden plaats op perceel- en bermsloten. In sommige gevallen betrof het waterlozingen van mestvaalten of overlopen van gierkelders. In 1977 werden alle lozingen gestopt (de laatste in oktober). De rechtstreekse lozing op de Beerze werd reeds 11 maart 1977 gestopt. Er zijn geen gegevens over de grootte van de bedrijven en de omvang der lozingen. Een schatting naar de bijdragen in de P-aanvoer is dan ook niet te maken.

ad.c

Uit eigen waarneming is gebleken, dat bij het verspreiden van meststoffen een deel hiervan direkt in open water terecht kan komen, als gevolg van de wind of doordat onvoldoende afstand wordt gehouden tot de waterkant. Daar deze hoeveelheid niet is te kwantificeren en naar mag worden aangenomen gering zal zijn, zal een en ander verder buiten beschouwing worden gelaten.

ad.d

Oppervlakkige afvoer is het verschijnsel dat neerslag over het maaiveld of door de top laag van de bodem afstroomt naar het oppervlaktewater. Het verschijnsel oppervlakkige afvoer doet zich voornamelijk in de winterperiode voor wanneer de grondwaterstanden hoog zijn. Dat zal met name in dat deel van het stroomgebied zijn, waar 's-winters gemiddelde grondwaterstanden hoger dan 40 cm onder het maaiveld voorkomen (bij zogenaamde grondwatertrap II, III en V).

Aan de hand van bodemkaarten van de Stichting Bodemkartering werd geschat, dat in het stroomgebied van de Beerze circa 8000 ha landbouwgrond voorkomt waar zich oppervlakkige afvoer kan voordoen.

Over de hoeveelheid fosfaat die per ha per jaar op deze wijze wordt afgevoerd zijn geen gegevens bekend uit eigen onderzoek.

Kolenbrander (1974) neemt voor oppervlakkige afvoer 0,18 kg P/ha.jaar aan. Steenvoorden (1979 a) komt voor de Barneveldse Beek tot 0,37 kg P/ha.jaar. Andere literatuurgegevens over de bijdrage van de landbouw aan de fosfaattoevoer naar oppervlaktewater geven een totaal bijdrage. Dat wil zeggen dat de som van afspoeling en uitspoeling wordt gegeven. Deze loopt soms op tot enige kilogrammen P/ha.jaar. Steenvoorden (1979 b) schat de totale fosfaatbijdrage van de landbouw in het gebied van de Barneveldse Beek op 1,14 kg P/ha.jaar.

In het Griftgebied is door het Zuiveringschapsschap Veluwe (1981) een totale fosfaattoevoer voor laaggelegen kultuurgrond berekend van 0,28 - 0,93 kg P/ha.jaar.

Vollenweider (1968) neemt aan, dat uit niet overbemeste gronden 0,1 - 0,3 kg P/ha.jaar uitspoelt. Bij gebruik van stal- en drijfmest een eventuele overbemesting hanteert hij 0,15 - 0,75 kg P/ha.jaar.

Door auteurs wordt voor de Nederlandse situatie vaak 0,2 - 0,6 kg P/ha.jaar aangehouden.

De fosfaattoevoer vanuit de landbouw kan per gebied sterk verschillen, afhankelijk van bodemgesteldheid en het bodemgebruik. Daarnaast kunnen in de tijd sterke fluktuaties optreden als gevolg van klimatologische omstandigheden en de ontwateringstoestand.

De bijdrage van de landbouw in de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater is daardoor moeilijk te kwantificeren. Voor het opstellen van de fosfaatbalans kan uitgegaan worden van gegevens uit de literatuur. Een andere mogelijkheid is de post landbouw als sluitpost op te voeren.

Voor het stroomgebied van de Beerze wordt de bovengrens van 0,2 - 0,6 kg P/ha.jaar als landbouwbijdrage aangehouden: 7,2 ton P per jaar. Hierbij wordt het landbouwareaal geschat op circa 12000 ha. Het feit dat, ongeacht de klimatologische jaarverschillen, voor elk jaar eenzelfde bijdrage wordt aangenomen, geeft aan hoe betrekkelijk deze waarde is.

Fosfaatafvoer

1. Opslag in en/of op de beekbodem

In hoofdstuk 7 is reeds de rol naar voren gebracht die de bodem speelt in de fosfaathuishouding. Afwisselend treedt de bodem op als fosfaatleverancier en als plaats waar tijdelijk en definitief fosfaat wordt opgeslagen.

Voor de fosfaatbalans is van belang te weten hoeveel fosfaat jaarlijks definitief in de bodem achterblijft. Hierover zijn echter geen gegevens beschikbaar uit het onderzoek. Wel is het mogelijk om - wanneer alle overige posten goed bekend zijn - de berging te kwantificeren als sluitpost op de balans.

2. Vastlegging in waterplanten

Uit het waterplantenonderzoek is gebleken, dat slechts een relatief gering deel van de fosfaatbelasting wordt vastgelegd in de planten (hoofdstuk 6). Geschat wordt, dat jaarlijks circa 0,5 ton P met het verwijderen van waterplanten uit het gebied wordt afgevoerd.

3. Inundatie

Ten tijde van hoge afvoeren zijn regelmatig inundaties opgetreden (zowel in de winter- als in de zomerperiode). Zo trad de Beerze ter hoogte van het natuurgebied de Kampina tijdens de onderzoeksperiode verschillende malen buiten de oevers. Welke hoeveelheden fosfaat na inundaties achterblijven is echter niet bekend.

4. Afvoer uit het stroomgebied

De fosfaatafvoer uit het stroomgebied is in principe door regelmatige meting van de waterafvoer en het P-gehalte relatief goed te kwantificeren. Gebleken is dat het bemonsteringsprogramma met twee bemonsteringen per maand leidt tot te lage kwantificeringen (hoofdstuk 7), die onbruikbaar zijn voor de fosfaatbalans. Op grond van de resultaten vermeld in hoofdstuk 7.3.3 zijn de volgende korrektiefactoren toegepast:

- winterhalfjaar: 3
- zomerhalfjaar 1977: 1,5, overigen: 2.

In tabel I-2 zijn met behulp van deze factoren gekorrigeerde gegevens van de P-afvoer opgenomen.

tabel I-2

gecorrigeerde, berekende afvoer van totaalfosfaat uit het stroomgebied van de Beerze

	totaalfosfaat (ton P)			
	1977-1978	1978-1979	1979-1980	1980-1981
zomerhalfjaar	5,7	5,4	8,8	6,0
winterhalfjaar	39,0	36,3	21,0	21,3
totaal	44,7	41,7	29,8	27,3

Bijlage II bij hoofdstuk 9 "Effekt van de defosfatering op de waterkwaliteit"

Het diatomeeënonderzoek

Het onderzoek werd aanvankelijk uitgevoerd met behulp van glasplaatjes, die gedurende circa 4 weken in de beek hadden gehangen. In de loop van 1979 werd overgegaan op het verzamelen van diatomeeën op waterplanten. Doordat over de milieu-indikatiewaarden van diatomeeën relatief veel bekend is, is het mogelijk om aan de hand van de soortensamenstelling van de diatomeeëngemeenschap kennis te verkrijgen over de toestand van het water, dan wel de waterkwaliteit.

De biologische waterkwaliteit

Het waterkwaliteitsbeoordelingssysteem van Moller Pillot kent 5 groepen van organismen. Elke groep is representatief voor een bepaalde graad van organische vervuiling.

De kwaliteitsindex (= K.I.) wordt als volgt berekend: per monster wordt het aantal dieren per groep bepaald, alsmede het totaal aantal individuen van alle vijf groepen. Het percentage dieren, dat per afzonderlijke groep berekend is, wordt vermenigvuldigd met een wegingsfaktor (tabel II-1).

tabel II-1

Wegingsfactoren

groep	indikatie waterkwaliteit	wegingsfaktor
Calopteryx	zeer goed	5
Gammarus	goed	4
Hirudinea	matig	3
Chironomus	slecht	2
Eristalis	zeer slecht	1

Uit sommering der produkten wordt vervolgens de K.I. verkregen:

$$KI = 1 \times \% \text{ Er.} + 2 \times \% \text{ Chir.} + 3 \times \% \text{ Hir.} + 4 \times \% \text{ Gam.} + 5 \times \% \text{ Cal.}$$

Kleurcode: rood oranje geel groen blauw

K.I. 100-180 181-260 261-340 341-420 421-500

De chemische waterkwaliteit

Het vaststellen van de chemische waterkwaliteit geschiedt met behulp van 3 parameters: het zuurstofverzadigingspercentage, het biochemische zuurstofverbruik na 5 dagen en het gehalte aan ammonium-stikstof. Uit deze gegevens wordt de waterkwaliteit berekend op de wijze, zoals is vastgelegd in het Indicatief Meerjarenprogramma Water (I.M.P.) 1980 - 1984. Daarbij worden de meetresultaten van genoemde parameters per bemonstering in punten gewaardeerd volgens tabel II-2.

tabel II-2

Puntenwaardering voor chemische waterkwaliteitsparameters

Punten	% O ₂ -verzadiging	BZV ₅ (mg O ₂ /l)	NH ₄ (mg N/l)
1	91 - 110	< 3	< 0,5
2	71 - 90	3,1 - 6,0	0,5 - 1,0
3	51 - 70	6,1 - 9,0	1,1 - 2,0
	121 - 130		
4	31 - 50	9,1 - 15,0	2,1 - 5,0
5	< 30 - 130	> 15	> 5,0

De waarderingen voor de drie parameters over een bepaalde periode worden opgeteld en gedeeld door het aantal bemonsteringen. Met dit puntengemiddelde wordt de waterkwaliteitsklasse met de daarbij behorende kleurcode vastgesteld volgens tabel II-3.

tabel II-3

Vaststelling indicatie waterkwaliteit naar I.M.P.

puntengemiddelde voor 3 parameters	indicatie waterkwaliteit	klasse	kleurcode
3,0 - 4,5	zeer goed	1	blauw
4,6 - 7,5	goed	2	groen
7,6 - 10,5	matig	3	geel
10,6 - 13,5	slecht	4	oranje
13,6 - 15,0	zeer slecht	5	rood

Begrippenlijst

Algen.

Microscopisch kleine planten, zonder stam, wortels en bladeren.

Ammonium (NH_4^+).

Een stikstofverbinding, uitscheidings- en afbraakprodukt. Plantenvoedingsstof. Bouwsteen voor ondermeer eiwitten. Kan in het water bij hoge zuurgraad overgaan in het giftige ammoniak. Parameter in gebruik bij waterkwaliteitsbeoordeling volgens IMP. Hoeveelheid wordt uitgedrukt als stikstof ($\text{NH}_4\text{-N}$).

Biochemisch zuurstofverbruik (BZV).

De hoeveelheid zuurstof die door bacteriën wordt verbruikt bij de afbraak van organische stof. BZV_5^{20} - de hoeveelheid zuurstof verbruikt in 5 dagen bij 20°C - is een van de drie parameters in gebruik bij waterkwaliteitsbeoordeling volgens IMP.

Biomassa.

Is het gewicht van materie gevormd door organismen. Kan ondermeer uitgedrukt worden als natte of verse stof, droge stof (ds) en asvrije droge stof. De laatste is min of meer een maat voor de hoeveelheid organische stof.

Defosfatering.

Het verwijderen van fosfaat uit afvalwater.

Denitrificatie.

Omzetting van nitraat in stikstofgas, door bacteriën. Belangrijk proces in afvalwaterzuivering en in sedimenten in oppervlaktewateren.

Diatomee.

Alg met een verkiezelde celwand.

Effluent.

Het water dat na zuivering een rioolwaterzuiveringsinrichting verlaat en veelal wordt geloosd op oppervlaktewater.

Eutrofiëring.

Proces van voedselverrijking van het oppervlaktewater met voedingsstoffen, zoals stikstof- en fosfaatverbindingen. Eutrofiëring leidt (meestal) tot een toename in groei van algen en waterplanten.

Fosfaat.

Een uit fosfor en zuurstof opgebouwde stof. Belangrijke voedingsstof voor mens, dier en plant. Onderscheid kan worden gemaakt in totaalfosfaat en orthofosfaat (zie aldaar). Niet alle fosfaat in water is voor algen en planten direkt opneembaar, maar pas na omzetting door bacteriën. Betrokken bij eutrofiëring.

Fosfor (P).

Scheikundig element. Bestanddeel van fosfaat. Belangrijke bouwsteen voor levende organismen. Hoeveelheden fosfaat worden veelal uitgedrukt als P.

IMP.

Afkorting voor Indicatief Meerjarenprogramma water. Een door het Ministerie van Verkeer en Waterstaat uitgegeven beleidsnota ter bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater. Tot nu toe twee nota's verschenen: IMP 1975-1979 en IMP 1980-1984.

Kritieke gehalte.

In de context van dit rapport: het laagste gehalte van een bepaalde voedingsstof in een waterplant waarbij nog optimale groei mogelijk is.

Makrofauna.

Met het blote oog zichtbare dieren zoals slak, waterpissebed, mugge-larf, kever, libellelarf, kokerjuffer e.d.

Makrofyten.

Grote planten, met over het algemeen een stengel, blad en wortels. Enkele grote algen en kleinere plantjes worden ook tot de makrofyten gerekend.

Nitraat (NO_3).

Een stikstofverbinding. Belangrijke plantenvoedingsstof. Wordt in de plant ondermeer omgezet in ammonium. In de landbouw veel als kunstmeststof gebruikt. Spoelt via het grondwater makkelijk uit naar het oppervlaktewater. Betrokken bij eutrofiëring. Hoeveelheid wordt uitgedrukt als stikstof ($\text{NO}_3\text{-N}$).

Nitrificatie.

Omzetting van ammonium in nitraat door bacteriën. Belangrijk proces in de afvalwaterzuivering, waarbij zuurstof nodig is. Nitrificatie kan zich ook in het oppervlaktewater voordoen.

Organische stof.

Is de stof waaruit levende organismen bestaan en tevens door hen zelf wordt voortgebracht.

Orthofosfaat (PO_4).

Een fosforverbinding met zuurstof, die voor planten direkt opneembaar is. Hoeveelheid wordt uitgedrukt als P ($\text{PO}_4\text{-P}$).

Phytoplankton.

In water zwevende algen.

pH.

Eenheid waarmee de zuurgraad wordt aangeduid. De pH kan waarden aannemen van 0 tot 14. Bij pH 7 wordt gesproken van neutraal, daarbeneden zuur en erboven basisch. Voor de meeste Oostbrabantse beken is de pH 6-8.

Stikstof (N).

Scheikundig element. Bestanddeel van stikstofverbindingen als ammonium en nitraat. Belangrijke bouwsteen voor levende organismen (o.a. van eiwitten). Hoeveelheden van stikstofverbindingen worden uitgedrukt als N.

Totaalfosfaat.

Som van alle vormen waarin fosfaat in het opervlaktewater voorkomt.

Hoeveelheid wordt uitgedrukt als P (P tot).

Winterhalfjaar.

De periode oktober - maart

Zomerhalfjaar.

De periode april - september.

Literatuur

Barko J.W. en Smart R.M. (1980).

Mobilization of sedimentphosphorus by submersed freshwatermacrophytes.
Freshwater Biology 10, 229-238.

Barko J.W. en Smart R.M. (1981).

Sediment-based nutrition of submersed macrophytes.
Aquatic Botany 10, 339-352

Beek J, de Haan F.A.M. en van Riemsdijk W.H. (1977).

Phosphates in soils treated with sewage water: 1. General information
on sewage farm, soil, and treatment results. J. Environ Qual, 6 : 4-7.

Bole J.B. and Allan J.R. (1978).

Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum*
and *Hydrilla verticillata*. Water Research 12, 353 - 358.

Bon J. (1975).

Het afvoeronderzoek in Midden-Noord-Brabant.
I.C.W. nota 874, Wageningen.

Brezonik P.L. (1977).

Denitrification in natural waters. Prog. Wat. Tech. vol 8, nos 4/5,
373-392.

Bristow J.M. (1975).

The structure and function of roots in aquatic vascular plants.
In: Torrey & Clarkson (eds), The development and function of roots.
p.211-236, Academic Press, New York & London.

Bristow J.M. and Whitcombe M (1971).

The role of roots in the aquatic vascular plants.
Amer. J.Botany 58, 8-13.

Carignan R. and Kalff J. (1980).

Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments.
Science 207, 987-988.

Coördinatiecommissie uitvoering WVO, werkgroep VI (1978).
Mogelijke aanpak van de fosfaatproblematiek in Nederland.

De Marte J.A. and Hartmann R.T. (1974).
Studies on absorption of ^{32}P , ^{59}Fe and ^{45}Ca by water milfoil.
(*Myriophyllum exalbesceens* Fernald). Ecology 55, 188-194.

Denny P. (1972).
Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes.
J. Ecol. 60, 819-829.

Edwards R.W. and Rolley H.L.J. (1965).
Oxygen consumption of river muds. J. Ecology 59, 1-19.

Gardeniers J.J.P. en Tolkamp H.H. (1976).
Hydrobiologische waardering van beken. In: Modelonderzoek 1971-1974,
deel 2: Grondslagen Commissie Bestrijding Waterhuishouding Gelderland
p. 106-115.

Gerloff G.G. and Krombholz P.H. (1966).
Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of
angiosperm aquatic plants. Limnol. Oceanogr. 11, 529-537.

Golterman H.L. 1977.
Sediments as a source of phosphate for algal growth.
In: Golterman (ed), Interactions between sediments and fresh water
Junk - Pudoc, Den Haag - Wageningen.

Haan F.A.M. de (1972).
De bodem als afvalverwerkend systeem. Tijdschrift Kon. Ned. Heidemij
83 9 : 305-316.

Haslam S.M. (1978).
River Plants. Cambridge University Press.

Hustedt F. (1939).
Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java,
Bali und Sumatra. Arch. Hydrobiol/Suppl., 16 p 274-394.

Kessel J.F. van (1976).

Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content of natural waters. PUDOC, Wageningen, 104 pp.

KNMI /RIV (1978, 1979, 1980).

Meetnet voor de bepaling van de chemische samenstelling van de neerslag in Nederland.

Kolenbrander G.J. (1974).

Een schatting van de fosfaataccumulatie in Nederland in 1970. Rapport 10-74. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren.

Kouwe F.A. (1979).

Defosfateringsonderzoek in het stroomgebied van de Beerze. Waterschapsbelangen 10, p.206-211.

Kouwe F.A., en Golterman H.L. (1976).

Rol van bodemfosfaten in het eutrofiëringsproces H_2O (9), 5, 84-86.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1975).

Indicatief meerjarenprogramma water 1975-1979. Den Haag.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1981).

Indicatief Meerjarenprogramma water 1980-1984. Den Haag.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat en van Volksgezondheid en Milieuhygiëne (1979).

Fosfatennota, maatregelen voor het terugdringen van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater. (Kamerstuk 1564).

Moller Pillot H.K.M. (1971).

Faunistische beoordeling van de verontreiniging van laaglandbeken. Dissertatie K.U. Nijmegen.

Mulligan H.F. and Baranowski A. (1969).

Growth of phytoplankton and vascular aquatic plants at different nutrient levels. Verh.int.Verein, theor. angew. Limnol 17, 802-810.

Oosterom H.P. en Steenvoorden J.H.A.M. (1974).

Chemische en fysische samenstelling van grond- en oppervlaktewater in enkele gebieden. I.C.W. nota 810, Wageningen.

Owens M. and Edwards R.W. (1961).

The effects of plants on river. conditions II. Further cropstudies and estimates of net productivity of macorphytes in a chalk stream.

J.Ecol. 49, 119-126.

Peltier W.H. en Welch E.B. (1969).

Factors affecting growth of rooted aquatics in a river.

Weed Sci. 17, 412-416.

Somers J.A. (1978).

Milieu-effekten van verspreide kleine punt-lozingen.

H₂O (11), 25, p 571-575.

Steenvoorden J.H.A.M. (1979a).

Fosfaat- en stikstofhuishouding voor het oppervlaktewater van de Barneveldse Beek. I.C.W.nota 1080, Wageningen

Steenvoorden J.H.A.M. (1979b).

Fosfaat- en stikstofhuishouding voor het oppervlaktewater van de Barneveldse Beek.

Basisrapport ten behoeve van kommissie bestudering waterhuishouding Gelderland.

Stiboka (1968).

Bodemkaart van Nederland Blad 56, Blad 57 West.

Stiboka (ongepubl).

Bodemkaart van Nederland. Koncept Westelijk deel van blad 51 West.

Stuurgroep Fosfaten (1976).

Fosfaten in het Nederlandse oppervlaktewater. Sigma Chemie.

Vollenweider R.A. (1968).

Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, OECD, Parijs.

Zuiveringschap Veluwe (1981).

Een eutrofiëringsonderzoek in het 5e pand van het Apeldoorns Kanaal (Heerde-Hattem).

